



Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement 1995
CCME EPC-98F

Table des matières

Résumé.....	1	Formulation de recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments	16
Abstract	2	Le rôle des recommandations pour la qualité des sédiments	16
Remerciements	2		
Avant-propos	2		
Glossaire.....	5		
1. L'élaboration de recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique.....	5	2. L'utilisation des recommandations pour la qualité des sédiments comme points de repère.....	18
Introduction.....	5	Introduction.....	18
Perspective canadienne	6	Application des recommandations pour la qualité des sédiments comme points de repère.....	19
Principes directeurs	7	Exemple général.....	19
Aperçu de l'élaboration des recommandations	8	Activités liées à l'utilisation des eaux et des terres	19
Recherche documentaire et évaluation	8	Données existantes sur la chimie des sédiments.....	21
Concentrations de fond des substances naturelles	8	Données supplémentaires sur la chimie des sédiments.....	22
Élaboration des recommandations	10	Le potentiel d'effets biologiques défavorables	22
Méthodes d'élaboration des recommandations.....	11	Concentrations de fond des substances naturelles	23
L'approche du National Status and Trends Program.....	11	Évaluation biologique.....	24
Évaluation des données toxicologiques	11	Options de gestion.....	25
Exigences relatives à l'ensemble minimal de données	13	Annexe A. L'approche du National Status and Trends Program.....	26
Élaboration des recommandations.....	13	Annexe B. L'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage.....	33
L'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage	14	Annexe C. Établissement des facteurs de sécurité.....	34
Exigences relatives à l'ensemble minimal de données	14	Références.....	37
Élaboration des recommandations.....	15		
Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments adoptées par d'autres autorités compétentes.....	15		

Résumé

Les sédiments servent d'habitat à de nombreux organismes benthiques et épibenthiques. Ils influent également sur le devenir environnemental de nombreuses substances chimiques dans les écosystèmes aquatiques en se comportant à la fois comme puits d'accumulation et par la suite comme sources des substances qui se sont introduites dans l'environnement aquatique. Nombre d'organismes aquatiques peuvent être exposés à des substances chimiques par suite de leurs interactions immédiates avec les sédiments du lit; par conséquent, des points de repère en matière de qualité environnementale (comme des recommandations pour la qualité des sédiments) sont nécessaires pour appuyer les stratégies de protection et de gestion des écosystèmes d'eau douce et des écosystèmes estuariens et marins. Des recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments visant à protéger la vie aquatique sont en voie d'élaboration

par l'intermédiaire du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, sous les auspices du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Ces recommandations pour la qualité des sédiments peuvent servir à évaluer la qualité des sédiments, à fixer des objectifs en matière de qualité des sédiments qui favorisent la santé à long terme des écosystèmes aquatiques et à établir des objectifs propres à des sites spécifiques. Le présent document décrit les méthodes en place pour l'élaboration de recommandations nationales pour la qualité des sédiments qui reposent sur des fondements scientifiques solides et qui ont pour but de protéger la vie aquatique. On fournit également une introduction sur l'utilisation prévue de ces recommandations en combinaison avec d'autres types de renseignements.

Abstract

Sediments provide habitat for many benthic and epibenthic organisms. They also influence the environmental fate of many chemical substances in aquatic ecosystems by acting as both sinks and subsequently sources of substances that have entered the aquatic environment. Many aquatic organisms may be exposed to chemical substances through their immediate interactions with bed sediments; therefore, benchmarks of environmental quality (such as sediment quality guidelines) are required to support protection and management strategies for freshwater, estuarine, and marine ecosystems. Under the auspices of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life are being developed through the CCME Task Group on Water Quality Guidelines. These sediment quality guidelines can be used to assess sediment quality, to help set targets for sediment quality that will sustain aquatic ecosystem health for the long term, and to develop site-specific objectives. This document outlines the procedures that are set out for deriving scientifically sound national sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Introductory guidance is also provided on how these guidelines are intended to be used in conjunction with other types of information.

Remerciements

Les projets du présent document ont été préparés par S.L. Smith (Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Environnement Canada, Ottawa, Ont. K1A 0H3) et D.D. MacDonald (MacDonald Environmental Sciences Ltd., Ladysmith, C.-B. VOR 2E0). Parmi les personnes qui ont apporté une contribution importante au présent rapport figurent Karen Keenleyside (Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Environnement Canada); John Karau et Jim Osborne (Bureau de la gestion des déchets, Environnement Canada) et M. Bewers et D.H. Loring (Institut océanographique de Bedford, ministère des Pêches et des Océans). Des remerciements sont également adressés à Connie Gaudet, Amanda Brady, Larissa Thomas, Rob Kent, Don McGirr et Michael Wong (Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Environnement Canada); Dwight Williamson (Manitoba Environment); Ed Long (National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, Wash.); Fred Calder (Department of Environmental Protection de la Floride, Tallahassee, Fl.) ainsi qu'aux membres du Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement marin, du Groupe consultatif sur la qualité de l'environnement marin et du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux qui ont offert des conseils techniques et ont révisé les projets.

Avant-propos

Les recommandations pour la qualité des sédiments au Canada en vue de la protection de la vie aquatique sont en voie d'élaboration sous les auspices du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Les questions liées à la qualité des sédiments occupent maintenant une place importante dans l'évaluation environnementale, la protection et la gestion des écosystèmes aquatiques. Historiquement, les préoccupations pour la santé humaine ont été à l'origine des activités entreprises en matière de la

qualité de l'eau (p. ex., les recommandations pour la qualité de l'eau potable) (Santé et Bien-être social Canada 1993), mais au cours des dernières années, l'attention s'est tournée vers la protection d'autres composantes de l'écosystème (p. ex., les sédiments, les sols) et d'autres utilisations des eaux. Ces utilisations comprennent le maintien des organismes marins et des organismes d'eau douce, les utilisations à des fins récréatives et esthétiques, l'irrigation et l'eau destinée aux animaux d'élevage et

l'utilisation de l'eau à des fins industrielles. Au Canada, l'acceptabilité de la qualité de l'eau pour ces utilisations est jugée par rapport aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCMRE 1987). Les recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique seront utilisées de façon complémentaire pour évaluer la qualité des sédiments.

Les recommandations pour la qualité des eaux au Canada ont été adoptées par suite de l'examen et de l'évaluation des recommandations pour la qualité des eaux adoptées par d'autres autorités compétentes (CCMRE 1987). Dans certains cas, on a eu recours à de l'information scientifique pour modifier les recommandations afin qu'elles soient applicables à la situation canadienne. Dans le cas des paramètres pour lesquels les lignes directrices émanant d'autres autorités compétentes ont été jugées inappropriées ou pour lesquels les données scientifiques étaient lacunaires, aucune recommandation n'a été formulée. Récemment, un protocole formel a été adopté pour l'élaboration, de manière cohérente, de recommandations numériques pour la qualité des eaux en vue de la protection de la vie aquatique en eau douce et en eau salée (CCME 1991a) et pour la protection des utilisations agricoles des eaux (CCME 1993). De la même manière, des recommandations pour la qualité du sol touchant 60 substances ont été adoptées et un protocole formel pour leur raffinement est en voie d'élaboration (CCME 1991 b, 1994; Environnement Canada 1991).

Les recommandations pour la qualité des eaux jouent un rôle important dans la protection des utilisations des eaux et dans l'évaluation des répercussions des contaminants environnementaux sur la qualité et les utilisations des ressources aquatiques. Les recommandations pour la qualité des sédiments sont également importantes du fait que les sédiments influent considérablement sur la santé des organismes aquatiques qui peuvent être exposés aux produits chimiques par leurs interactions immédiates avec les matériaux du lit. Par conséquent, le recours à des recommandations pour la qualité des sédiments afin d'évaluer l'importance toxicologique des produits chimiques associés aux sédiments est devenu une partie importante de la protection et de la gestion des écosystèmes d'eau douce et des écosystèmes estuariens et marins.

En 1989, le Comité de la protection de l'environnement du CCME a confié la responsabilité d'élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) au Canada au Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux. La Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Direction générale de

la conservation des écosystèmes, Environnement Canada, fournit au Groupe de travail le soutien scientifique et technique nécessaire à l'élaboration de ces recommandations. Les recommandations pour la qualité des sédiments peuvent servir à fixer des objectifs en matière de qualité des sédiments qui assureront la santé de l'écosystème aquatique à long terme. Elles sont nécessaires pour étayer l'interprétation des données sur les caractéristiques chimiques des sédiments et l'évaluation globale des conditions en matière de qualité des sédiments dans le contexte d'utilisations spécifiques des eaux et elles viennent appuyer l'élaboration d'objectifs propres à des sites particuliers.

L'utilisation et le sens des expressions *critères*, *recommandations*, *objectifs* et *normes* varient d'un organisme à l'autre et d'un pays à l'autre. Pour les besoins du présent document, ces termes sont définis comme suit :

Critères - Données scientifiques qui sont évaluées pour élaborer des recommandations pour la qualité des sédiments.

Recommandations - Limites numériques ou énoncés circonstanciés recommandés pour protéger et maintenir des utilisations spécifiques de l'environnement aquatique.

Objectifs - Limites numériques ou énoncés circonstanciés qui ont été établis pour protéger et maintenir des utilisations spécifiques de l'environnement aquatique dans un site particulier.

Normes - Objectifs en matière de qualité des sédiments qui sont prévus dans des lois exécutoires sur la protection de l'environnement promulguées par un palier de gouvernement ou plus.

Ces définitions concordent avec celles qui sont utilisées dans les discussions sur les recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCMRE 1987). Le terme *sédiment* désigne les dépôts retrouvés au fond des environnements aquatiques composés de matières particulières (de différentes tailles, formes et composition minéralogique) de diverses origines (p. ex., terrigènes, organogènes, authigènes).

En réponse au besoin reconnu de recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) au Canada, Environnement Canada a commandé une étude en 1988 (MacDonald et coll. 1992) pour examiner et évaluer les différentes approches utilisées pour élaborer de telles recommandations. Le document fournit également une compilation poussée des valeurs d'évaluation de la qualité

des sédiments existantes en provenance du monde entier. Parmi les approches examinées figuraient les suivantes :

- contamination naturelle dans les sédiments
- test de toxicité des sédiments avec dopage
- recommandations pour la qualité des eaux
- toxicité des eaux interstitielles
- partage à l'équilibre
- résidus dans les tissus
- évaluation de la structure de la communauté benthique
- concentration de dépistage
- analyse triadique des sédiments
- concentration seuil produisant des effets apparents
- stratégie d'évaluation des sédiments recommandée par la Commission mixte internationale
- National Status and Trends Program

MacDonald et coll. (1992) ont décrit brièvement la méthodologie, les principaux avantages, les principales limites et les utilisations actuelles de chacune de ces approches. De nombreuses autres études de synthèse ont été publiées sur ces approches (Beak Consultants 1987, 1988; Chapman 1989; Sediment Criteria Subcommittee 1989; Adams et coll. 1992; Persaud et coll. 1992; Lamberson et Swartz 1992; Long et MacDonald 1992).

Une évaluation préliminaire réalisée à ce moment-là a indiqué qu'aucune approche unique ne pouvait vraisemblablement répondre pleinement au besoin immédiat de recommandations nationales scientifiquement défendables ainsi qu'au besoin à long terme de recommandations qui tiennent compte explicitement des facteurs qui influent sur la toxicité des contaminants associés aux sédiments. Jusqu'à ce qu'un protocole formel soit élaboré, MacDonald et coll. (1992) ont recommandé 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 (le cas échéant) pour en accroître leur applicabilité, et adoptées à titre de recommandations provisoires pour la qualité des sédiments, si cela s'avère approprié. Cette recommandation reprend la stratégie initiale adoptée par le CCME pour l'élaboration de recommandations provisoires pour la qualité des eaux et des sols.

À la suite des recommandations de MacDonald et coll. (1992), Environnement Canada a commandé une étude pour valider et mettre à jour la banque de données du National Status and Trends Program (créée par la National Oceanic and Atmospheric Administration) qui contenait de l'information sur les effets biologiques des

contaminants associés aux sédiments. Les résultats de ces initiatives ont permis d'édifier une base solide pour l'élaboration d'un protocole formel (présenté dans le chapitre 1) pour l'élaboration de RQS nationales pour le Canada.

Le protocole formel élaboré pour obtenir des RQS numériques s'applique à la protection de la vie aquatique d'eau douce aussi bien que marine (y compris estuarienne) liée aux matériaux du lit (des recommandations séparées sont élaborées pour chacun de ces écosystèmes). Le protocole repose principalement sur l'approche du National Status and Trends Program que viendra compléter dans l'avenir, une fois les préoccupations d'ordre méthodologique résolues, l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage. Puisque l'élaboration des RQS repose sur l'information scientifique actuelle, ces recommandations seront raffinées au fur et à mesure que de nouvelles données pertinentes seront accessibles.

Les recommandations pour la qualité des sédiments sont élaborées à partir de l'information scientifique connue sur les effets biologiques des produits chimiques associés aux sédiments. Ces outils ont pour but de guider les organismes provinciaux, fédéraux, territoriaux et non gouvernementaux concernés par la protection, l'évaluation et la gestion de la qualité des sédiments. Les RQS découlent d'une révision scientifique de l'information toxicologique connue sur un produit chimique, information qui peut servir à étayer l'établissement d'objectifs en matière de qualité des sédiments pour la protection de la vie aquatique, et qui sont eux-mêmes élaborés pour refléter un certain nombre de considérations propres à un site particulier. Les RQS peuvent servir d'outils de dépistage cohérents à l'échelle nationale; cependant, les variations touchant les conditions environnementales dans différentes parties du Canada influenceront de différentes façons sur la qualité des sédiments. L'information complémentaire sur les concentrations de fond des substances naturelles est évaluée au cours de l'élaboration des RQS et devrait être prise en considération au moment de leur mise en application et de l'établissement d'objectifs en matière de qualité des sédiments propres à un site particulier. La dégradation des sédiments de qualité supérieure pour les amener à refléter les recommandations nationales ne devrait pas être préconisée.

Le présent document est centré sur les méthodes à utiliser pour élaborer des RQS nationales en vue de la protection de la vie aquatique. Des RQS nationales sont en voie d'élaboration selon une base de « produit chimique par produit chimique » par l'intermédiaire du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité

des eaux. Le document fournit également une introduction sur l'utilisation prévue de ces recommandations en combinaison avec d'autres types de renseignements et sera suivi d'autres documents

fournissant une orientation nationale quant à la mise en application des RQS et à l'établissement d'objectifs en matière de qualité des sédiments propres à un site particulier.

Glossaire

ASTM	American Society for Testing and Materials
BEDS	Biological Effects Database for Sediments
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCMRE	Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement
CE ₅₀ (EC ₅₀)	Concentration efficace médiane
CEP (PEL)	Concentration produisant un effet probable
CL ₅₀ (LC ₅₀)	Concentration létale médiane
CMEO (LOEL)	Concentration minimale produisant un effet observé
COT (TOC)	Carbone organique total
CSE (TEL)	Concentration seuil produisant un effet
CSEO (NOEL)	Concentration sans effet observé
NEF (ERL)	Niveau d'effets-valeur faible
NEM (ERM)	Niveau d'effets-valeur médiane
LG (SG)	Léger gradient
NSTP	National Status and Trends Program
RPQS (ISQG)	Recommandation provisoire pour la qualité des sédiments
RQS (SQG)	Recommandation pour la qualité des sédiments
SC (NC)	Sans concordance
SE (NE)	Sans effet
SG (NG)	Sans gradient
TTSD (SSTT)	Test de toxicité des sédiments avec dopage

Chapitre 1

L'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique

INTRODUCTION

Les sédiments servent d'habitat à de nombreux organismes benthiques et épibenthiques et constituent un élément important des écosystèmes aquatiques. Ils influent également sur le devenir environnemental de nombreuses substances toxiques et sujettes à une bioaccumulation dans les écosystèmes aquatiques. De nombreuses substances s'associent avec la matière particulaire et finissent par être incorporées dans les matériaux du lit (Allan 1986). Par conséquent, les sédiments peuvent également agir comme sources à long

terme de ces substances dans l'environnement aquatique (Larsson 1985; Salomons et coll. 1987; Loring et Rantala 1992).

La présence des contaminants chimiques dans les sédiments a été liée à des répercussions très variées chez les plantes et les animaux qui vivent à l'intérieur ou à la surface des matériaux du lit. La toxicité aiguë aussi bien que chronique de divers produits chimiques associés aux sédiments pour les algues, les invertébrés, les poissons et d'autres organismes vivants ont été mesurées par des tests de toxicité en laboratoire (Thomas et coll. 1986; Kosalwat et Knight 1987; Dawson et coll. 1988; Long et Morgan

1990; Burton 1991, 1992; Burton et coll. 1992; Lamberson et coll. 1992). Des relevés sur le terrain ont permis de reconnaître les effets plus subtils des contaminants environnementaux, comme l'apparition de tumeurs et d'autres anomalies chez les poissons s'alimentant près du fond (Malins et coll. 1984; Couch et Harshbarger 1985; Malins et coll. 1985; Goyette et coll. 1988). Les produits chimiques associés aux sédiments peuvent également s'accumuler dans les organismes aquatiques (Foster et coll. 1987; Knezovich et coll. 1987). Des concentrations tissulaires élevées chez les organismes benthiques ou d'autres organismes aquatiques peuvent se traduire par la bioaccumulation de produits chimiques dans des organismes appartenant aux niveaux plus élevés de la chaîne alimentaire aquatique (Gouvernement du Canada 1991a, 1991c). (Pour les besoins du présent document, la bioaccumulation est définie comme le processus d'accumulation de substances par les organismes aquatiques et ce, par toutes les voies d'exposition.) La bioaccumulation des produits chimiques dans les organismes aquatiques constitue un danger potentiel pour les espèces sauvages vulnérables, les oiseaux ainsi que les humains qui dépendent de ces organismes pour leur alimentation.

La libération continue de produits chimiques dans l'environnement par suite de l'activité humaine a entraîné la contamination, à divers degrés, des écosystèmes aquatiques dans l'ensemble du Canada (Waldichuk 1988; Goyette et Boyd 1989; Allan et Ball 1990; Gouvernement du Canada 1991a, 1991b, 1991c; Trudel 1991; Wells et Rolston 1991). Du fait que les sédiments ont tendance à intégrer l'apport de contaminants dans le temps, ils peuvent constituer une menace sérieuse pour la santé des organismes aquatiques et pour la santé globale des écosystèmes aquatiques. Par conséquent, des recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) en vue de la protection de la vie aquatique sont nécessaires afin d'évaluer l'importance toxicologique des produits chimiques associés aux sédiments dans les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes estuariens et marins.

PERSPECTIVE CANADIENNE

Idéalement, les RQS devraient être élaborées à partir de données dose-réponse détaillées qui décrivent la toxicité aiguë et chronique de produits chimiques individuels dans les sédiments pour des stades de vie sensibles d'espèces sensibles d'organismes aquatiques. Ces données devraient être obtenues à partir d'études de laboratoire contrôlées permettant de reconnaître et de quantifier les effets de variables environnementales importantes qui influent sur la toxicité. Par la suite, les résultats de ces études

devraient être validés par des essais sur le terrain pour s'assurer que toutes les RQS élaborées à partir de ces données sont applicables dans une grande variété de lieux au Canada. Une connaissance poussée des facteurs qui influent sur la toxicité viendrait également étayer les évaluations de la qualité des sédiments propre à un site particulier en fournissant une base à partir de laquelle on peut évaluer l'applicabilité des recommandations dans les conditions propres à un site particulier (p. ex., carbone organique total [COT], granulométrie, sulfures volatils en milieu acide) (DeWitt et coll. 1988; Di Toro et coll. 1990; Landrum et Robbins 1990; Swartz et coll. 1990; Carlson et coll. 1991; Di Toro et coll. 1991; Loring et Rantala 1992; Ankley et coll. 1991, 1993). Ces relations doivent être définies de manière à prévoir l'importance relative des agents modifiant la toxicité des sédiments selon les situations rencontrées sur le terrain.

À l'heure actuelle, cette approche idéale n'est pas soutenue par une information scientifique adéquate pour faciliter l'élaboration de RQS nationales. Jusqu'à présent, seul un nombre limité d'études de laboratoire contrôlées ont été réalisées pour évaluer les effets des produits chimiques associés aux sédiments sur les organismes d'eau douce, estuariens ou marins (Long et Morgan 1990; Burton 1991; MacDonald 1993). Des travaux de recherche additionnels sur les méthodes de dopage des sédiments sont également requis avant de pouvoir utiliser les résultats des essais biologiques sur sédiments dopés dans le but d'obtenir des données dose-réponse appropriées pour l'élaboration de recommandations. Toutefois, d'autres types de données recueillies de manière systématique partout en Amérique du Nord apportent une contribution à notre connaissance des effets toxiques de ces produits chimiques. Plus spécifiquement, une grande variété de tests de toxicité ont été réalisés sur les sédiments pour évaluer l'importance biologique des concentrations de produits chimiques associés aux sédiments dans des lieux géographiques spécifiques. Ces tests de toxicité comprennent des tests réalisés sur des organismes benthiques (p. ex., mollusques bivalves, crevettes, amphipodes, polychètes, nématodes, chironomidés) et sur des organismes pélagiques (p. ex., larves d'oursins, larves d'huîtres, bactéries luminescentes). De plus, de nombreuses études de terrain ont été effectuées pour évaluer la diversité et l'abondance des espèces appartenant à l'endofaune et à l'épifaune benthiques. Dans un grand nombre de ces études de terrain, on a également obtenu des données exhaustives sur les concentrations des produits chimiques dans ces sédiments (Long et Morgan 1990; MacDonald 1993). Les données sur les caractéristiques spécifiques des sédiments et de la colonne d'eau sus-jacente apportent également une aide dans l'interprétation des données de toxicité correspondantes dans le cas des études pour lesquelles cette

information a été obtenue. Ces études de terrain, qui fournissent des données appariées sur la chimie des sédiments et sur les effets biologiques (c.-à-d. que les données sont prélevées au même endroit au même moment), nous donnent une information pertinente pour le processus d'élaboration des RQS.

Les approches s'offrant pour l'élaboration de RQS ont été évaluées pour déterminer quelles méthodes s'appliqueraient le mieux au Canada pour l'élaboration de RQS nationales en vue de la protection de la vie aquatique (MacDonald et coll. 1992). On a évalué non seulement les fondements techniques de ces approches, mais également leur caractère pratique, leur solidité du point de vue scientifique et leur applicabilité. Les résultats de l'évaluation exhaustive des principales approches ont conduit à l'adoption d'un protocole formel qui réunit les avantages offerts par deux approches complémentaires : l'approche du National Status and Trends Program (NSTP) (voir annexe A) et l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD) (voir annexe B).

Le protocole formel décrit dans les sections suivantes est considéré approprié parce qu'il permet de combler aussi bien les besoins immédiats que ceux à long terme en matière de RQS nationales au Canada. Le protocole est pratique du fait qu'il peut être mis en application à court terme à l'aide des données existantes. Il est scientifiquement défendable parce qu'il est appuyé par le « poids de la preuve » des données toxicologiques existantes sur les produits chimiques associés aux sédiments. Pour que les RQS soient efficaces au Canada, elles doivent être formulées à partir d'une connaissance des effets biologiques (préférentiellement, des relations de cause à effet, y compris des données sur des manifestations constituant des indicateurs sensibles, comme la croissance, la reproduction et la génotoxicité), et ces recommandations devraient tenir compte des facteurs (p. ex., COT) qui influent sur la biodisponibilité des produits chimiques associés aux sédiments. Comme l'information sur la toxicité des sédiments prélevés sur le terrain sert à élaborer les recommandations, les divers facteurs affectant la biodisponibilité des produits chimiques sont pris en considération de manière implicite, de même que les effets des mélanges de produits chimiques. Par conséquent, les recommandations élaborées à l'aide de ce protocole sont applicables aux sédiments dans les conditions rencontrées sur le terrain. La méthode d'élaboration des recommandations est également applicable à toutes les classes de produits chimiques et à tous les mélanges de produits chimiques qui peuvent vraisemblablement être observés dans les sédiments au Canada. Cette méthode est

douée d'une applicabilité à long terme du fait qu'elle fournit une indication des travaux de recherche nécessaires pour l'élaboration des recommandations et qu'elle permet le raffinement des RQS avec l'acquisition de nouvelles données scientifiques. Par conséquent, les RQS élaborées fourniront des points de repère pertinents pour assurer la protection des organismes benthiques et pour évaluer les répercussions potentielles des produits chimiques associés aux sédiments sur le biote aquatique.

Les recommandations pour la qualité des sédiments formulées à partir de données sur les effets biologiques des produits chimiques associés aux sédiments sont destinées à servir de points de repère cohérents à l'échelle nationale. Dans la mise en application de ces recommandations, il faut toutefois tenir compte de la présence des substances organiques et inorganiques naturelles dans les sédiments. Des effets biologiques défavorables peuvent être observés à des valeurs inférieures aux concentrations chimiques mesurées attribuables à un enrichissement naturel. Cependant, du point de vue de la gestion, les préoccupations relatives au potentiel d'effets défavorables des produits chimiques associés aux sédiments (particulièrement les métaux à l'état de traces) doivent être centrées, de manière pratique, sur les produits chimiques dont les concentrations ont dépassé les valeurs attribuables aux seuls phénomènes naturels. Par conséquent, le potentiel d'effets biologiques défavorables indiqué par le dépassement des RQS doit être évalué en combinaison avec d'autres renseignements comme les concentrations de fond naturelles des substances (voir chapitre 2). Dans certains scénarios de gestion, il peut également être nécessaire de tenir compte des concentrations des produits chimiques organiques ubiquitaires (c.-à-d. le faible degré de contamination par certaines substances que l'on retrouve dans de nombreux compartiments environnementaux) qui sont représentatives de sites de référence ou « propres ».

PRINCIPES DIRECTEURS

Les principes directeurs suivants pour l'élaboration de RQS canadiennes en vue de la protection de la vie aquatique sont fondés sur ceux adoptés par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME 1991a) pour l'élaboration des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada.

- Les RQS sont des concentrations numériques ou énoncés circonstanciés établis dans le but de protéger toutes les formes de vie aquatique et tous les aspects de leur cycle vital aquatique pendant une période

d'exposition indéfinie à des substances associées aux matériaux du lit.

- Dans l'élaboration des RQS en vue de la protection de la vie aquatique, tous les éléments de l'écosystème aquatique (p. ex., bactéries, algues, macrophytes, invertébrés, poissons) sont pris en considération, s'il existe des données. Toutefois, l'évaluation des données existantes devrait être centrée principalement sur les espèces écologiquement pertinentes.
- Des RQS provisoires (RPQS) sont élaborées lorsqu'il existe des données, mais en quantité limitée, et que les lacunes en matière d'information sont délimitées de manière explicite.
- Sauf indication contraire, les RQS concernent la concentration totale de la substance dans la couche superficielle de sédiments (c.-à-d. la couche supérieure d'une épaisseur de quelques centimètres) en poids sec (p. ex., mg · kg⁻¹ en poids sec). Toutefois, les sédiments constituent une matrice complexe et dynamique d'éléments biotiques et abiotiques qui peuvent influencer sur la biodisponibilité des produits chimiques associés aux sédiments. Lorsqu'on disposera de suffisamment d'information pour définir l'effet d'un facteur quelconque sur la toxicité d'une substance spécifique (p. ex., COT pour les substances organiques non polaires) (Swartz et coll. 1990; Di Toro et coll. 1991), les recommandations seront formulées de manière à refléter cette relation. La prise en compte de ces relations étendra l'applicabilité des recommandations à une grande variété de sédiments dans l'ensemble du Canada.
- Les RQS sont raffinées au fur et à mesure que de nouvelles données scientifiques pertinentes deviennent accessibles. Le raffinement des recommandations constitue, à plus long terme, un moyen d'en étendre l'applicabilité.

APERÇU DE L'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS

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 1991a). Ce processus comprend une évaluation complète de l'information scientifique existant sur une substance particulière pour étayer l'élaboration de RQS nationales (figure 1). La présente section donne un bref aperçu de ce

processus, tandis que la seconde présente des détails sur la méthode d'élaboration des recommandations.

Recherche documentaire et évaluation

On procède à un examen exhaustif de la documentation scientifique pertinente à chaque substance pour laquelle on doit élaborer une recommandation. On fait une synthèse de l'information de base sur les propriétés physiques et chimiques de la substance, sur sa production et ses utilisations ainsi que sur ses sources dans l'environnement aquatique. On présente une discussion plus détaillée sur les concentrations du produit chimique dans les sédiments au Canada (y compris les concentrations de fond naturelles), sur la chimie et le devenir du produit chimique dans les sédiments et sur les données toxicologiques connues pour le produit chimique associé aux sédiments. On évalue ensuite l'acceptabilité globale de chaque étude toxicologique tirée de la documentation scientifique pour s'assurer de l'utilisation des données de haute qualité pour élaborer les RQS. On examine les caractéristiques des sédiments et de la colonne d'eau sus-jacente, si ces caractéristiques ont été mesurées, puisque cette information vient contribuer à l'interprétation des données toxicologiques correspondantes. Enfin, on examine les recommandations adoptées par d'autres autorités compétentes. Les lacunes touchant les données sont indiquées explicitement pour stimuler la recherche qui produira les données nécessaires à l'élaboration des recommandations.

Concentrations de fond des substances naturelles

On détermine également les concentrations de fond régionales de produits inorganiques et organiques naturels présents dans les sédiments, si la chose est possible, pour les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes marins. Cette information devrait être prise en considération au moment de la mise en application des RQS puisque, dans certains cas, les recommandations nationales (reposant sur la toxicologie) peuvent être plus faibles que les concentrations observées naturellement dans un site particulier. (Voir le chapitre 2 pour connaître la façon générale d'utiliser les RQS en combinaison avec l'information sur les concentrations de fond.) Cette information constitue également un élément important de l'élaboration des objectifs en matière de qualité des sédiments attribuables à un site particulier. Un outil

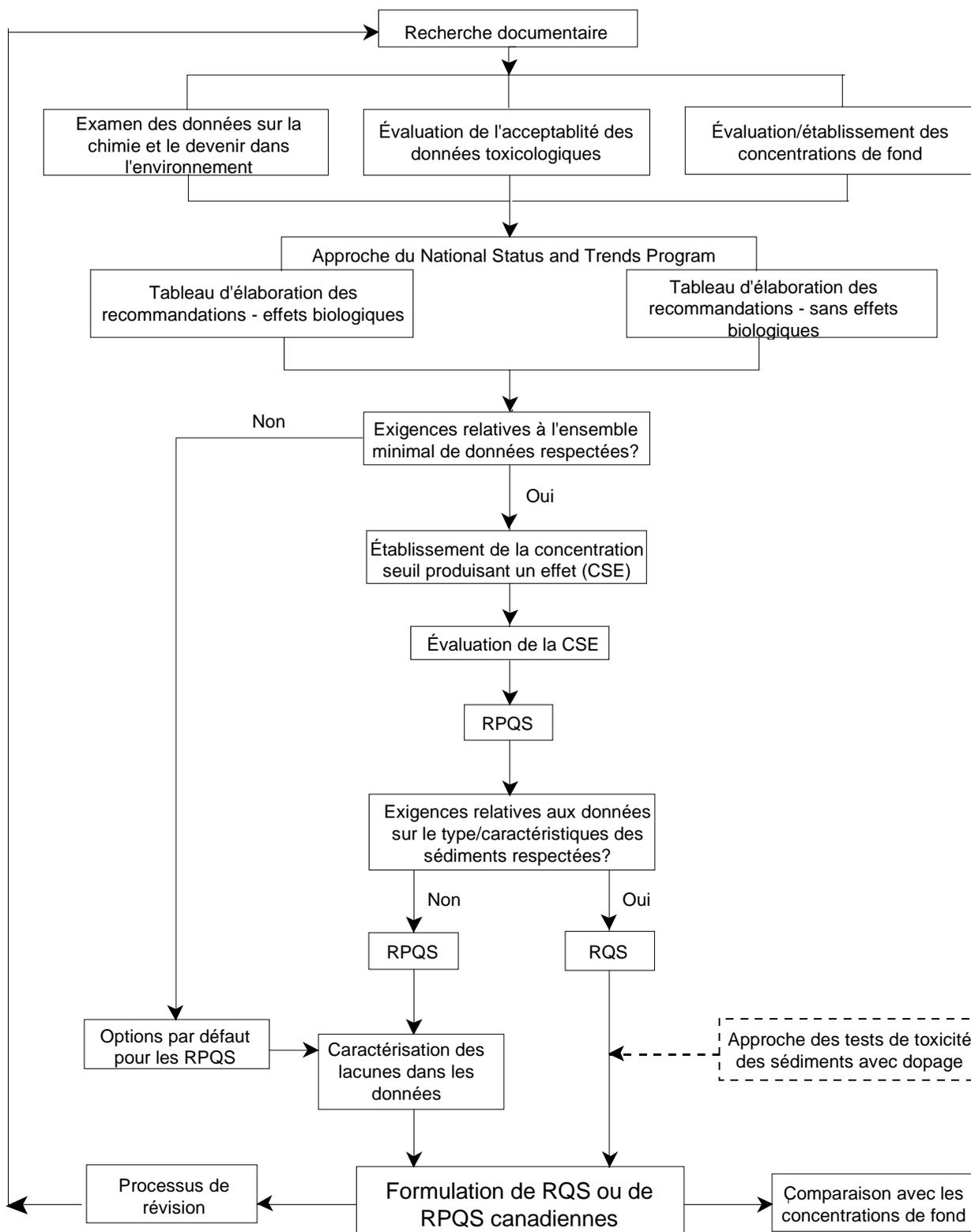


Figure 1. Élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments.

d'interprétation constituant un moyen efficace a été mis au point pour distinguer l'origine probable (c.-à-d. naturelle ou anthropique) de nombreux métaux dans les sédiments marins (Schropp et Windom 1988; Schropp et coll. 1989; Loring 1990, 1991; Schropp et coll. 1990; Loring et Rantala 1992; MacDonald 1993). Cette méthode consiste à déterminer le rapport entre la concentration mesurée d'éléments traces et la concentration d'un élément de référence dans un certain nombre d'endroits non contaminés (ces rapports sont relativement constants dans la croûte terrestre). Bien que les normalisations par rapport à un élément de référence puissent se faire à l'aide d'un certain nombre d'éléments naturels (p. ex., l'aluminium, le fer, le lithium), le lithium semble celui convenant le mieux pour les sédiments à potentiel d'oxydo-réduction positif que l'on trouve dans les systèmes marins de l'est du Canada (Loring 1990, 1991).

Les données provenant d'un certain nombre d'endroits non contaminés servent à établir des corrélations entre la concentration (après transformation logarithmique) des divers éléments traces et celle de l'élément de référence. Les relations entre les éléments traces et le lithium sont, typiquement, de la forme $y = ax + b$ (c.-à-d., linéaires) (Loring et Rantala 1992). La constante b prend de l'importance lorsque la concentration mesurée de l'élément trace est élevée dans des matières grossières virtuellement exemptes de lithium (p. ex., le sable). Une régression linéaire simple est appliquée aux données et on calcule les limites de confiance à 95 %. Ces relations varient selon les endroits (c.-à-d., la pente a et la constante b peuvent varier); cependant, elles fournissent une méthode pour définir des limites supérieures raisonnables à la présence naturelle d'éléments traces dans les sédiments marins de divers endroits (c.-à-d., l'enrichissement d'origine anthropique des éléments traces est soupçonné lorsque le rapport de l'élément trace sur l'élément de référence dans un endroit dépasse la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 %) (Schropp et Windom 1988; Schropp et coll. 1989; Loring 1990, 1991; Schropp et coll. 1990; Loring et Rantala 1992; MacDonald 1993).

Un facteur est ajouté pour tenir compte de la présence d'éléments traces liés à la fraction organique des sédiments lorsque la concentration de carbone organique dépasse 3 % (Loring et Rantala 1992). La concentration normalisée de l'élément trace dans les sédiments est alors définie comme $C_s = a + xC_{Li} + (|y| + y)/2$, où $y = (C_{COT}) - 0,03$.

La validité de cette méthode n'a été démontrée que dans le cas de certains sédiments marins (Schropp et Windom

1988; Schropp et coll. 1989; Loring 1990, 1991; Schropp et coll. 1990; Loring et Rantala 1992; MacDonald 1993). On ne connaît pas son applicabilité pour distinguer l'origine probable (c.-à-d., naturelle ou anthropique) des éléments traces dans les sédiments d'eau douce et cette question devrait être étudiée. Parmi les autres méthodes utilisables pour évaluer l'origine de certains produits chimiques dans les sédiments d'eau douce peuvent figurer le choix d'une zone de référence appropriée non touchée par des sources ponctuelles ou l'utilisation d'un horizon de sédiments « pré-colonial » (Persaud et coll. 1992). Comme les produits chimiques organiques synthétiques ne sont libérés dans l'environnement que du fait de l'activité humaine, des outils équivalents pour distinguer leur origine probable (c.-à-d., naturelle ou anthropique) ne sont nécessaires que pour les substances organiques existant à l'état naturel (comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques). Les concentrations de substances organiques naturelles dans des sédiments essentiellement non contaminés provenant de sites de référence éloignés des sources ponctuelles de contaminants pourraient servir de guide pour définir, par procuration, les concentrations de fond de ces substances.

Bien que les concentrations de fond théoriques des produits chimiques organiques synthétiques libérés dans l'environnement par suite de l'activité humaine soient nulles, une contamination ubiquitaire (ou de faible intensité) de l'environnement s'est produite avec le temps. Les concentrations de ces contaminants organiques pourraient être établies à partir de sites de référence choisis loin des sources ponctuelles de contaminants. Ces concentrations de référence pourraient servir de guide des niveaux prévus de contamination ubiquitaire dans d'autres endroits.

Élaboration des recommandations

Des recommandations distinctes sont élaborées pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins à l'aide de données toxicologiques compilées pour chacun de ces écosystèmes. Si les exigences relatives à l'ensemble minimal de données sont respectées dans le cas de l'approche du NSTP, des RPQS sont élaborées en tenant compte du poids des renseignements toxicologiques connus. Des RQS définitives sont élaborées lorsque les RPQS peuvent être liées à des types de sédiments et ou à des caractéristiques spécifiques des sédiments ou de la colonne d'eau sus-jacente (c.-à-d., si l'on démontre qu'une relation existe et est prévisible dans les conditions prévalant sur le terrain). Dans l'avenir, les RQS seront

également élaborées à l'aide de l'approche des TTSD, une fois que les préoccupations d'ordre méthodologique auront été résolues. À court terme, cette approche servira toutefois à étayer le « poids de la preuve » de l'approche du NSTP. Les recommandations élaborées à l'aide de ces approches ne s'arrêtent pas spécifiquement au potentiel d'effets défavorables dans les niveaux plus élevés de la chaîne alimentaire résultant de la bioaccumulation de substances toxiques persistantes. Toutefois, ces questions seront abordées à l'aide de méthodes additionnelles (p. ex., comportant l'évaluation des facteurs de bioaccumulation et des recommandations sur les résidus dans les tissus pour la protection des animaux qui dépendent de la vie aquatique pour leur alimentation) avant l'adoption d'une recommandation définitive pour la qualité des sédiments. Dans les cas où il n'y aurait pas suffisamment d'information pour étayer l'élaboration de RQS ou de RPQS à l'aide de ce protocole formel, le procédé par défaut de MacDonald et coll. (1992) est recommandé; il s'agit d'adopter, en attendant, les valeurs d'évaluation de la qualité des sédiments adoptées par d'autres autorités et qui sont jugées appropriées.

MÉTHODES D'ÉLABORATION DES RECOMMANDATIONS

Dans la présente section, on décrit la marche spécifique à suivre pour l'élaboration de RQS canadiennes en vue de la protection de la vie aquatique. Les différentes étapes de cette marche à suivre comprennent l'évaluation de la qualité des données toxicologiques disponibles et de la quantité de données toxicologiques acceptables (d'après les exigences relatives à l'ensemble minimal de données) et l'élaboration de recommandations à l'aide de l'approche du NSTP. La marche à suivre est également décrite dans le cas de l'approche des TTSD qui viendra appuyer l'élaboration des RQS dans l'avenir. Les recommandations de MacDonald et coll. (1992) sont également résumées.

L'approche du National Status and Trends Program

L'approche du National Status and Trends Program comporte la compilation des données sur de nombreux produits chimiques obtenues à partir de modèles (théorie de partage à l'équilibre), des TTSD et d'études de terrain (données de cooccurrence comprenant des données appariées sur la chimie des sédiments et les effets biologiques) (Long et Morgan 1990; Long 1992; MacDonald 1993; Long et coll. 1994). Cette information est mise à profit pour établir des associations entre la

concentration des produits chimiques dans les sédiments et les effets biologiques défavorables et, par conséquent, apporte un soutien précieux à l'élaboration de RQS nationales fondées sur une approche de type « poids de la preuve ». Voir l'annexe A pour une description plus détaillée de l'approche du NSTP et le raisonnement qui vient appuyer les étapes à suivre décrites ci-dessous.

Brièvement, les données toxicologiques acceptables incorporées dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations (illustrés dans l'annexe A) sont compilées pour chaque produit chimique et sont réparties selon un ordre croissant de concentrations des produits chimiques (ces tableaux forment collectivement ce qu'on appelle la Biological Effects Database for Sediments (BEDS) (Base de données sur les effets biologiques pour les sédiments). Des tableaux séparés sont préparés pour les sédiments d'eau douce et les sédiments marins. 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, si des effets biologiques associés ont été observés ou non, et la référence de l'étude en cause. Les entrées marquées d'un astérisque (*) dans la colonne « Effet/Sans effet » constituent l'ensemble de 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 de données « sans effet » et sont marquées des abréviations SE (sans effet [c.-à-d., non toxique, de référence ou témoin]), SG (sans gradient), LG (léger gradient) ou SC (sans concordance). Les données sur les caractéristiques des sédiments et de la colonne d'eau sus-jacente sont également résumées le cas échéant. Les données sont exprimées sous forme de concentration totale du produit chimique dans les sédiments en poids sec.

Les tableaux pour l'élaboration des recommandations compilés pour chaque produit chimique sont à la base de l'élaboration des RPQS à l'aide de l'approche fondée sur le poids de la preuve. Les critères d'évaluation des données, les exigences minimales en matière de données toxicologiques et la marche à suivre pour formuler les recommandations à l'aide de l'information rassemblée dans la BEDS sont décrits ci-dessous.

Évaluation des données toxicologiques

Des données précises et fidèles sur la chimie des sédiments sont essentielles pour déterminer la pertinence des résultats des tests toxicologiques. Des méthodes

d'échantillonnage normalisées sont également importantes pour s'assurer que le prélèvement, le transport et la manipulation des sédiments n'influent pas sur les résultats des tests chimiques et biologiques (ASTM 1990a; Loring et Rantala 1992; Environnement Canada 1994a). Comme la biodisponibilité des produits chimiques dans les sédiments dépend des liaisons physiques et chimiques de chaque produit chimique avec les particules dans l'échantillon, les données correspondantes sur les facteurs (p. ex., COT, granulométrie) qui influent sur la biodisponibilité des produits chimiques associés aux sédiments sont importantes pour pouvoir expliquer de manière complète les effets défavorables observés.

En général, les données toxicologiques doivent être produites à l'aide de tests appropriés. Par exemple, les tests utilisés devraient comprendre des cycles réguliers d'exposition à la lumière et à l'obscurité et une vérification pendant toute la durée du test de l'état de l'espèce testée. De plus, une analyse chimique des sédiments testés et de l'eau sus-jacente devrait être effectuée au début et à la fin du test. On devrait également fournir des données sur la santé de l'espèce testée avant l'exécution du test. On devrait posséder de l'information sur la survie de l'espèce testée pendant une période d'au moins une semaine avant l'exécution du test, et l'espèce testée ne devrait pas être utilisée si l'on a observé une mortalité importante durant cette période. Les tests de toxicité des sédiments actuellement en voie d'élaboration sont passés brièvement en revue dans le chapitre 2.

Pour ce qui est de l'approche du NSTP, on évalue d'abord l'acceptabilité des ensembles de données toxicologiques candidats pour s'assurer de l'incorporation de données de haute qualité dans la BEDS et que les tableaux pour l'élaboration des recommandations possèdent une cohérence interne. La majorité des études évaluées pour leur incorporation dans la BEDS sont des études réalisées sur le terrain (c.-à-d., données de cooccurrence où les caractéristiques chimiques des sédiments et les données sur les effets biologiques ont été mesurées au même endroit au même moment). Les études sont jugées acceptables pour inclusion dans la BEDS si les critères décrits ci-dessous sont respectés. (Voir annexe A pour plus de détails.)

- Les marches à suivre utilisées pour le prélèvement, la manipulation et la conservation des sédiments d'eau douce et d'eau salée devraient être conformes aux protocoles normalisés (p. ex., ASTM 1990a; Loring et Rantala 1992; Environnement Canada 1994a). Par exemple, les sédiments conservés pendant plus de deux semaines ou congelés ne devraient pas être utilisés dans les tests biologiques.
- Les données utilisées dans les analyses de cooccurrence doivent contenir des données appariées sur la chimie des sédiments et sur les effets biologiques (c.-à-d., les données doivent être obtenues aux mêmes endroits et au même moment).
- La concentration d'au moins un des produits analysés doit varier par un facteur d'au moins 10 dans différents sites d'échantillonnage représentés dans un seul ensemble de données de cooccurrence (c.-à-d., dans un endroit particulier).
- Les tests de toxicité devraient avoir été effectués selon des pratiques de laboratoire généralement acceptées en ce qui a trait à l'exposition et aux témoins environnementaux. Les tests qui respectent des guides ou des protocoles normalisés (p. ex., ASTM 1990b, 1990c; Environnement Canada 1992a, 1992b, 1992c) sont acceptables. Les tests dans lesquels on a suivi des protocoles plus récents devraient être évalués individuellement.
- Les concentrations du produit chimique dans les sédiments doivent être mesurées (le nombre de mesures doit dépendre de la nature du produit chimique et de la durée du test de toxicité). Les concentrations calculées (nominales) des substances dans les sédiments ne sont pas acceptables.
- Des tests statiques, statique-renouvellement ou à écoulement continu peuvent être utilisés pour évaluer la toxicité des produits chimiques associés aux sédiments. Toutefois, dans le cas des tests acceptables, on doit pouvoir démontrer le maintien pendant toute la durée du test de conditions environnementales appropriées pour l'espèce testée.
- Les manifestations préférées comprennent les effets sur le développement embryonnaire, la survie au cours des premiers stades de vie, la croissance, la reproduction et la survie des adultes. Cependant, on peut également prendre en considération d'autres manifestations pertinentes du point de vue écologique ayant trait aux réactions pathologiques, comportementales (p. ex., évitement, fouissage) et physiologiques de l'organisme.
- Les réactions ainsi que la survie des témoins doivent être mesurées et se situer dans des limites acceptables et devraient être appropriées pour le stade de vie de l'espèce testée.
- Des méthodes d'analyse appropriées doivent être utilisées pour obtenir les données sur la concentration

totale des produits analysés dans les échantillons de sédiments en vrac. (À noter que pour déterminer les concentrations de fond des substances naturelles dans un endroit, on utilise l'acide fluorhydrique pour digérer les échantillons avant de procéder à l'analyse visant à établir les concentrations totales de métaux [Schropp et Windom 1988; Loring et Rantala 1992]).

- Les mesures portant sur des variables abiotiques devraient être consignées de telle manière que tout facteur influant sur la toxicité puisse être intégré dans le processus d'évaluation. Dans le cas de l'eau sus-jacente, les variables devraient comprendre le pH, l'oxygène dissous, les solides totaux en suspension, le carbone organique dissous et en suspension, et la dureté de l'eau (et/ou l'alcalinité) ou la salinité. Dans le cas des sédiments, les variables consignées devraient comprendre le COT, la granulométrie, les sulfures volatils en milieu acide, le pH, les conditions d'oxydo-réduction et le type de sédiments.
- Des méthodes statistiques appropriées devraient être utilisées et ces dernières devraient être décrites en détail.

Les données sont considérées inacceptables pour incorporation dans la BEDS s'il n'y a pas suffisamment d'information pour que l'on puisse se prononcer sur la validité du test (conception, marches à suivre et/ou résultats). Si l'auteur peut apporter les clarifications nécessaires, l'étude peut finir par être jugée acceptable pour son incorporation dans la BEDS. (À noter que des RQS définitives peuvent être élaborées si l'information toxicologique est reliée à des types de sédiments et/ou à des caractéristiques spécifiques des sédiments ou de la colonne d'eau sus-jacente, bien qu'à l'heure actuelle, cette information [p. ex., COT] ne soit pas exigée pour qu'une étude soit versée dans la BEDS.)

Exigences relatives à l'ensemble minimal de données

L'utilisation de l'approche du NSTP pour l'élaboration des RPQS repose sur la compilation et l'analyse de toutes les données existantes en Amérique du Nord, y compris des données provenant de nombreux emplacements et portant sur de nombreuses espèces normalement associées aux sédiments. Les exigences relatives aux données toxicologiques minimales ont été établies pour s'assurer que les recommandations formulées sont étayées par le poids de la preuve liant les concentrations chimiques aux effets biologiques et que le biote aquatique est bien

protégé. Les RPQS pour les sédiments d'eau douce ou les sédiments marins peuvent être élaborées à partir des études incluses dans la BEDS pourvu que les exigences relatives à l'ensemble minimal de données toxicologiques énumérées ci-dessous soient respectées.

Des RQS définitives peuvent être élaborées à partir de ces RPQS s'il existe de l'information liant les RPQS à des types de sédiments et/ou à des caractéristiques spécifiques des sédiments ou de la colonne d'eau sus-jacente (c.-à-d., le poids de la preuve doit clairement définir les relations entre ces facteurs et les effets biologiques défavorables).

Tableau 1. Exigences relatives à l'ensemble minimal de données toxicologiques pour les recommandations provisoires pour la qualité des sédiments (à l'aide de l'approche du NSTP).

- L'ensemble de données « effet » du tableau pour l'élaboration des recommandations préparé à partir de la BEDS doit compter au moins vingt (20) entrées pour le produit chimique à l'étude.
- L'ensemble de données « sans effet » du tableau pour l'élaboration des recommandations préparé à partir de la BEDS doit compter au moins vingt (20) entrées pour le produit chimique à l'étude.

Élaboration des recommandations

Si les exigences relatives à l'ensemble minimal de données pour l'approche du NSTP sont respectées, on peut procéder à l'élaboration de RPQS. Pour chaque produit chimique, on calcule une concentration seuil produisant un effet (CSE) correspondant à la racine carrée du produit (c.-à-d., la moyenne géométrique) de la concentration du 15^e centile inférieur de l'ensemble de données « effet » (E_{15}) et de celle du 50^e centile de l'ensemble de données « sans effet » (SE_{50}). Cette CSE est calculée de manière qu'elle détermine toujours un niveau de concentrations en produits chimiques dans les sédiments dominé par les entrées sans effet (c.-à-d. que l'on n'observe jamais, ou presque jamais, d'effets biologiques défavorables en-dessous de la CSE). On évalue toute l'information pertinente sur le comportement du produit chimique dans les sédiments ainsi que l'information toxicologique connue pour proposer la CSE comme la RPQS. Si l'incertitude liée à la CSE est élevée (comme l'indique une évaluation de l'information présentée dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations), un facteur de sécurité peut être

appliqué à la CSE (le raisonnement appliqué pour choisir un facteur de sécurité ainsi que les incertitudes qui peuvent être prises en considération sont indiqués dans l'annexe C). Autrement, la CSE est considérée comme la concentration en-dessous de laquelle on ne prévoit pas d'effets défavorables.

Pour formuler des RQS définitives, les relations scientifiquement défendables entre les caractéristiques spécifiques des sédiments (p. ex., COT, granulométrie) et/ou de la colonne d'eau sus-jacente (p. ex., pH) et la toxicité observée des sédiments doivent être appuyées par le poids de la preuve de l'information connue. À l'heure actuelle, l'information connue ne permet que l'élaboration de RQS provisoires. Cependant, certaines des lacunes dans les données devraient être comblées au fur et à mesure que l'information à l'appui de l'approche des TTSD devient accessible.

L'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage

L'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD) est une méthode complémentaire qui sera utilisée dans l'avenir pour confirmer et renforcer les recommandations élaborées à l'aide de l'approche du NSTP. L'approche des TTSD fait appel à de l'information sur les réactions des organismes testés à des produits chimiques spécifiques associés aux sédiments dans des conditions de laboratoire contrôlées (Chapman et Long 1983; Ingersoll 1991; Lamberson et Swartz 1992). Les sédiments sont dopés avec des concentrations connues des produits chimiques, seuls ou en combinaison, pour établir des relations de cause à effet définitives entre les produits chimiques et les réactions biologiques. À la fin de la période d'essai, la réaction de l'organisme testé est examinée en relation avec une manifestation biologique (p. ex., mortalité, reproduction, croissance). Comme dans le cas de l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCMRE 1987) ou des critères de qualité de l'eau aux États-Unis (U.S. EPA 1985, 1986), les données sur les effets aigus et chroniques obtenues à l'aide des tests de toxicité des sédiments peuvent servir à reconnaître les concentrations des produits chimiques présents dans les sédiments en deçà desquelles la vie aquatique ne devrait pas être affectée. Consulter l'annexe B pour obtenir plus d'information sur cette approche et sur le raisonnement qui sous-tend la marche à suivre décrite ci-dessous. Les exigences relatives aux données toxicologiques minimales et les méthodes

d'élaboration des RQS à l'aide de l'approche des TTSD sont décrites ci-dessous. On pourra élaborer des RQS à l'aide de cette approche une fois que les préoccupations d'ordre méthodologique auront été résolues.

Tableau 2. Exigences relatives à l'ensemble minimal de données pour les recommandations pour la qualité des sédiments marins (à l'aide de l'approche des TTSD).

- Au moins quatre (4) études sont nécessaires sur deux (2) espèces ou plus d'invertébrés résidant dans les sédiments que l'on retrouve dans les eaux en Amérique du Nord. Au moins une (1) d'entre elles doit être une espèce d'amphipode benthique.
- Au moins deux (2) de ces études doivent être des tests portant sur un cycle vital partiel ou complet et prendre en considération des manifestations pertinentes du point de vue écologique (p. ex., effets sur la croissance, la reproduction, le développement).

Tableau 3. Exigences relatives à l'ensemble minimal de données pour les recommandations pour la qualité des sédiments d'eau douce (à l'aide de l'approche des TTSD).

- Au moins quatre (4) études sont nécessaires sur deux (2) espèces ou plus d'invertébrés résidant dans les sédiments que l'on retrouve dans les eaux en Amérique du Nord. Elles doivent comprendre au moins une (1) espèce de crustacé benthique et une (1) espèce d'arthropode benthique (autres qu'un crustacé).
- Au moins deux (2) de ces études doivent être des tests portant sur un cycle vital partiel ou complet et prendre en considération des manifestations pertinentes du point de vue écologique (p. ex., effets sur la croissance, la reproduction, le développement).

Exigences relatives à l'ensemble minimal de données

Des exigences relatives aux données toxicologiques minimales ont été établies de manière à garantir que les recommandations élaborées à l'aide des données sur la toxicité de sédiments dopés assurent une protection appropriée aux organismes aquatiques. Les recommanda-

tions peuvent être élaborées à partir d'études effectuées sur des espèces sensibles qui ne sont pas exigées dans l'ensemble minimal de données (p. ex., poissons, plantes aquatiques, protozoaires, champignons, bactéries) pourvu que les exigences suivantes relatives à l'ensemble minimal de données soient respectées.

Élaboration des recommandations

Si les exigences relatives à l'ensemble minimal de données sont respectées pour l'approche des TTSD, l'élaboration de RQS peut aller de l'avant. Pour chaque produit chimique, les RQS sont tirées, de préférence, de la concentration minimale produisant un effet observé (CME0) mesurée dans le cadre d'une étude chronique portant sur une manifestation non létale. La CME0 la plus faible est multipliée par un facteur de sécurité approprié pour obtenir la RQS. Dans les cas où une étude de toxicité aiguë effectuée sur une autre espèce s'avère plus « sensible », la RQS est obtenue en multipliant la concentration létale médiane (CL₅₀) ou la concentration efficace médiane (CE₅₀) à court terme la plus « sensible » par un facteur de sécurité approprié (pour la convertir en concentration sans effet à long terme). Le raisonnement appliqué pour choisir ces facteurs de sécurité (qui sont évalués au cas par cas et qui peuvent tenir compte d'un certain nombre d'incertitudes) est présenté dans l'annexe C.

Des espèces non exigées dans l'ensemble minimal de données peuvent être utilisées pour calculer les RQS pourvu que l'étude porte sur un stade de vie aquatique et que les exigences relatives à l'ensemble minimal de données sont respectées. Chaque étude choisie pour l'élaboration d'une RQS doit mettre en évidence une relation dose-réponse et la CME0 doit être statistiquement significative.

Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments adoptées par d'autres autorités compétentes

Les valeurs d'évaluation de la qualité des sédiments (p. ex., recommandations, objectifs, normes) adoptées par d'autres autorités compétentes devraient être évaluées dans le cas des produits chimiques pour lesquels il n'existe pas suffisamment d'information pour élaborer des recommandations à l'aide du protocole formel. Une valeur d'évaluation de la qualité des sédiments devrait être adoptée à titre de RPQS (en utilisant le procédé par défaut décrit dans MacDonald et coll. 1992) jusqu'à ce que les exigences en données du protocole formel puissent être respectées. Une valeur d'évaluation empruntée à une autre

autorité compétente peut être adoptée (après examen exhaustif) si elle est scientifiquement défendable et si le processus d'élaboration de cette valeur est conforme aux principes directeurs du CCME. Le système à trois phases décrit ci-dessous, recommandé par MacDonald et coll. (1992), et qui est une modification de la recommandation de Beak Consultants, 1988, donne la préférence aux valeurs fondées sur des effets biologiques.

1. Choisir la plus faible des recommandations qui incorpore des données sur les effets des produits chimiques associés aux sédiments sur des organismes qui vivent dans les sédiments (c.-à-d., concentration seuil produisant des effets apparents, concentration de dépistage, valeur de l'analyse triadique de la qualité des sédiments ou approche du NSTP), si l'une ou l'autre de ces valeurs a été calculée ou peut l'être.
2. Dans le cas des contaminants organiques, choisir la plus basse des valeurs obtenues à partir des méthodes du partage à l'équilibre et des recommandations pour la qualité des eaux (pour lesquels il existe une recommandation canadienne appropriée pour la qualité des eaux) si on ne dispose pas de recommandations fondées sur des effets.
3. Pour ce qui est de l'établissement d'objectifs en matière de qualité des sédiments propres à un site particulier, choisir la limite supérieure de la concentration de fond d'un élément trace si on ne peut élaborer une recommandation provisoire avec l'une ou l'autre des deux méthodes décrites ci-dessus ou si la recommandation provisoire est inférieure à la limite supérieure de la concentration de fond pour les éléments traces. (Bien que les concentrations de fond théoriques des produits chimiques organiques synthétiques libérés dans l'environnement par suite de l'activité humaine soient nulles, il peut être nécessaire d'estimer les concentrations ubiquitaires de ces substances dans des sites de référence ou « propres » éloignés des sources ponctuelles de contaminants.)

Le raisonnement sous-tendant ces recommandations est que les approches fondées sur des effets reposent directement sur des effets biologiques défavorables engendrés par les produits chimiques associés aux sédiments. On estime qu'il s'agit des valeurs les plus pertinentes du point de vue écologique et les plus défendables du point de vue scientifique. Les recommandations élaborées à partir des méthodes de partage ne sont qu'indirectement fondées sur les effets biologiques (c.-à-d., uniquement dans la mesure où les recommandations pour la qualité des eaux utilisées pour leur calcul sont elles-mêmes fondées sur des effets). Les

lacunes dans les données sont indiquées explicitement afin de stimuler la recherche à générer les données nécessaires à l'élaboration de RQS à l'aide du protocole formel.

FORMULATION DE RECOMMANDATIONS CANADIENNES POUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS

Une RQS canadienne est formulée lorsque la RPQS établie à partir de l'approche du NSTP est appuyée par le poids de la preuve de l'information connue liant la RPQS à des types de sédiments et/ou à des caractéristiques spécifiques des sédiments ou de la colonne d'eau sus-jacente. Une RPQS canadienne est formulée lorsque la RPQS établie à partir de l'approche du NSTP est fondée seulement sur l'information toxicologique connue (c.-à-d. que les exigences minimales en matière de données pour une recommandation provisoire ont été respectées, mais la recommandation provisoire ne peut être liée à des types de sédiments et/ou à des caractéristiques spécifiques comme on l'exige pour pouvoir formuler une recommandation définitive). Dans le cas des RPQS, les lacunes dans les données sont indiquées explicitement dans chaque document de recommandation pour encourager la communauté scientifique à produire l'information nécessaire (p. ex., information liant la toxicité des sédiments aux caractéristiques géochimiques des sédiments). Des RQS seront également élaborées à l'aide de l'approche des TTSD lorsque les questions d'ordre méthodologique auront été résolues.

Toute l'information scientifique disponible est évaluée pour appuyer la formulation d'une RQS ou d'une RPQS canadienne. Le poids de la preuve des données toxicologiques compilées dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations pour chaque produit chimique devrait appuyer l'hypothèse que le potentiel d'effets biologiques défavorables d'une substance augmente avec sa concentration. Cette évaluation est facilitée par l'établissement d'une seconde valeur d'évaluation de la qualité des sédiments (c.-à-d., la concentration produisant un effet probable, ou CEP, au-dessus de laquelle on observe généralement ou toujours des effets biologiques défavorables). Cette valeur est utilisée en même temps que la RPQS pour délimiter des niveaux de concentrations chimiques liés à des effets biologiques défavorables et pour déterminer l'incidence des effets défavorables dans chacun de ces niveaux de concentrations. (Voir annexe A pour plus de détails.) Cette évaluation donne une indication de la fiabilité des recommandations formulées (c.-à-d., du degré de

confiance qu'on peut leur accorder) et un moyen d'estimer la probabilité d'observer des effets défavorables semblables dans des endroits où les concentrations de produits chimiques présents dans les sédiments se situent dans les niveaux de concentrations définis.

Le benthos contaminé peut introduire les contaminants associés aux sédiments dans le réseau trophique aquatique par le biais de la prédation exercée par des organismes appartenant à des niveaux trophiques plus élevés; par conséquent, il existe une possibilité que ces substances soient transmises par l'intermédiaire du réseau trophique (Lee 1992). Parce qu'elles sont préparées uniquement à partir de l'information toxicologique, les RQS et les RPQS obtenues à l'aide de l'approche du NSTP et de l'approche des TTSD ne tiennent pas compte spécifiquement du potentiel d'effets défavorables dans les niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire par suite de la bioaccumulation de produits chimiques toxiques persistants. Des méthodes additionnelles seront utilisées pour résoudre cette question. Par exemple, on peut utiliser les recommandations canadiennes sur les résidus dans les tissus visant à protéger les animaux qui s'alimentent d'organismes aquatiques, en combinaison avec un facteur de bioaccumulation approprié, pour calculer des RQS qui protégeraient les niveaux trophiques supérieurs.

On produit, pour chaque substance, un rapport dans lequel on résume l'information connue sur le comportement de la substance en question dans les sédiments, les effets biologiques défavorables liés à sa présence dans les sédiments et la justification de la recommandation formulée. Ces rapports sont examinés par des spécialistes dans le domaine, par divers ministères fédéraux (dont Ressources naturelles Canada, Environnement Canada, le ministère des Pêches et des Océans, Santé Canada, Affaires indiennes et du Nord Canada, Transports Canada et Travaux publics Canada) ainsi que par les provinces par l'intermédiaire du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux. Une fois approuvés par le Groupe de travail du CCME, les rapports sont présentés au Comité de la protection de l'environnement du CCME et au Conseil canadien des ministres de l'environnement pour obtenir une sanction au niveau national.

LE RÔLE DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS

Les recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique sont formulées à partir de l'information toxicologique connue sur les effets

biologiques exercés par les produits chimiques associés aux sédiments sur les organismes aquatiques. Les recommandations ainsi obtenues fournissent des points de repère scientifiques servant de fondement pour l'évaluation, la protection et l'amélioration de la qualité des sédiments. Ces recommandations peuvent faciliter l'établissement d'objectifs de qualité des sédiments, dans le cadre de stratégies de gestion plus globales, qui assureront la santé de l'écosystème aquatique à long terme. À titre de points de repère, elles peuvent aider à évaluer l'importance toxicologique des données sur la chimie des sédiments et, ainsi, à reconnaître les endroits contaminés et à focaliser les efforts d'assainissement, à prévoir les répercussions de divers types d'activités (p. ex., agriculture, foresterie et mines) sur l'environnement aquatique, et à évaluer l'efficacité des stratégies de gestion proposées ou existantes pour protéger l'environnement aquatique. De plus, elles permettent un examen scientifique de l'information toxicologique connue sur un produit chimique, information qui peut servir à étayer l'établissement d'objectifs en matière de qualité des sédiments pour protéger la vie aquatique, et qui sont élaborés pour refléter un certain nombre de considérations propres à un site particulier. Quelle soit définie comme « définitive » ou « provisoire », la RQS nationale est utilisée de la même manière. Toutefois, le caractère limité de l'information utilisée pour formuler les RQS et les RPQS devrait être reconnu dans toutes les applications des recommandations.

Les recommandations pour la qualité des sédiments et l'information sur la toxicité des sédiments rassemblée pour chaque produit chimique constituent un fondement scientifique commun pour l'établissement des objectifs en matière de qualité des sédiments. Ces objectifs sont conçus pour s'appliquer directement à un site particulier et tiennent compte d'un certain nombre de caractéristiques distinctes de ce site, dont les caractéristiques chimiques, physiques (p. ex., concentrations de fond naturelles, caractéristiques géochimiques) et biologiques (p. ex., espèces sensibles). Les objectifs sont destinés à fournir le même degré de protection que les RQS, mais ils tiennent compte de ces caractéristiques propres à un site particulier. L'établissement des objectifs en matière de qualité des sédiments nécessite habituellement un accord entre toutes les parties responsables de la gestion des utilisations désignées du site à l'étude. Selon les circonstances rencontrées au site, un objectif peut être identique à la RQS nationale, plus élevé que la RQS (c.-à-d., moins exigeant) ou moins élevé que la RQS (c.-à-d., plus exigeant). Les recommandations et les objectifs en matière de qualité des sédiments reconnus dans

des lois exécutoires sur la protection de l'environnement promulguées par un palier de gouvernement ou plus sont alors définis comme des normes. Un document d'orientation sur l'utilisation des RQS nationales est en voie de préparation (C. Gaudet, Environnement Canada, Ottawa, Ont., comm. pers., 1994).

Les recommandations pour la qualité des sédiments au Canada sont élaborées dans une optique de prudence, puisqu'elles doivent être utilisées à l'échelle nationale. Bien que les RQS soient considérées comme étant applicables à différents types de sédiments, elles ne sont pas conçues pour définir des valeurs de qualité des sédiments uniformes à l'échelle nationale. Toutefois, elles peuvent être employées comme outil de dépistage cohérent au niveau national. La biodisponibilité (et, par conséquent, la toxicité) des contaminants peut varier considérablement selon différents types de sédiments. Cependant, en raison de l'information limitée disponible à l'heure actuelle sur la toxicité des produits chimiques associés aux sédiments, il sera difficile de lier les recommandations à des types de sédiments et/ou à des caractéristiques spécifiques des sédiments ou de la colonne d'eau sus-jacente. Ainsi, dans la mise en application de ces recommandations, il faudra être prudent dans l'interprétation de l'importance biologique des concentrations de produits chimiques présents dans les sédiments dont le type ou les caractéristiques sont différents de ceux que l'on retrouve dans les tableaux d'élaboration des recommandations pour chaque produit chimique. La possibilité d'observer des effets biologiques défavorables, indiquée par le dépassement des RQS ou des RPQS, doit être évaluée en combinaison avec d'autres renseignements, comme les concentrations de fond naturelles des substances, divers tests biologiques et d'autres valeurs d'évaluation (spécifiquement la CEP). L'utilisation des RQS en faisant abstraction de cette autre information peut fausser les conclusions ou les prévisions concernant les conditions en matière de qualité des sédiments ambiants. L'utilisation des RQS en combinaison avec d'autres renseignements est décrite brièvement dans le chapitre 2. Lorsque les RQS sont utilisées en combinaison avec tous les autres renseignements pertinents, elles viennent appuyer un processus de prise de décision pratique et éclairé en matière de qualité des sédiments. Dans l'avenir, la validation sur le terrain de ces recommandations dans une grande diversité de sites dans l'ensemble du Canada nous fournira un moyen pour évaluer leur prévisibilité au Canada, ainsi qu'une base pour raffiner, au besoin, les recommandations de manière à en accroître l'applicabilité au Canada.

Chapitre 2

L'utilisation des recommandations pour la qualité des sédiments comme points de repère

INTRODUCTION

Les Canadiens ont commencé à réaliser que les activités liées au développement constituent un danger potentiel pour la santé et l'intégrité de leurs écosystèmes aquatiques. L'interdiction de la pêche aux coquillages et les avis publiés mettant en garde contre la consommation de poissons dans le voisinage des usines de pâte en Colombie-Britannique illustrent très bien les répercussions sociales et économiques de l'introduction de produits chimiques dans l'environnement (M. Nassichuk, ministère des Pêches et des Océans, Vancouver, C.-B., comm. pers., 1992). La conservation et la protection de nos ressources aquatiques sont devenues des objectifs hautement prioritaires et les efforts de gestion sont axés sur la réduction des apports de substances toxiques dans l'environnement et sur l'assainissement des lieux contaminés pour rétablir la qualité d'écosystèmes dégradés (LCPE 1988; Gouvernement du Canada 1990).

Les sédiments influent considérablement sur le devenir des produits chimiques dans les écosystèmes aquatiques et servent d'habitat à de nombreux organismes benthiques et épibenthiques. Les inquiétudes face à la protection et à la gestion de la qualité des sédiments ont soulevé d'importantes questions au sujet de l'importance toxicologique des produits chimiques associés aux sédiments et de leur capacité d'entraver les utilisations désignées des environnements aquatiques. Par conséquent, des recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique sont nécessaires pour fournir des points de repère pertinents qui aideront à faire face à ces préoccupations.

Les RQS ne constituent que l'un des nombreux outils scientifiques disponibles pour intervenir dans le domaine de la protection et de la gestion de la qualité des sédiments. Elles peuvent servir à déterminer si les conditions existantes ou prévues du point de vue de la qualité des sédiments constituent une menace pour les organismes benthiques. L'utilisation des RQS en faisant abstraction des autres renseignements (comme les concentrations de fond naturelles des substances, d'autres valeurs d'évaluation comme la CEP ou les tests biologiques) peut fausser les conclusions ou les prévisions

en matière de qualité des sédiments. Par conséquent, les RQS et tous les autres renseignements pertinents devraient être pris en considération pour appuyer un processus de prise de décision pratique et éclairé en matière de qualité des sédiments. Ces considérations revêtent la même importance que l'accent soit placé sur la conservation, sur la protection ou encore sur l'amélioration de la qualité des sédiments dans un endroit particulier.

Le présent chapitre a pour but de donner un exemple général de la façon d'utiliser les RQS nationales en combinaison avec d'autres renseignements pertinents. L'utilisation des RQS comme points de repère nationaux fournit un exemple applicable à de nombreux utilisateurs potentiels de ces recommandations et n'exclut pas les autres utilisations spécifiques qui n'ont pas été discutées (comme leur utilisation avec l'information propre à un site particulier et les modèles de transport des contaminants pour aider à évaluer les limites de rejet des contaminants, leur utilisation pour aider à cibler l'assainissement des lieux contaminés ou comme fondement scientifique pour l'élaboration d'objectifs propres à un site particulier). Des scénarios portant sur des applications possibles des RQS ainsi qu'une orientation sur l'utilisation des diverses options de gestion seront présentés dans des documents ultérieurs.

L'orientation suivante est donnée dans le contexte d'un cadre de travail pour l'évaluation générale des sédiments, qui comprend les types de renseignements dont on doit tenir compte en combinaison avec les RQS. Les options de gestion spécifiques, comme la définition d'objectifs propres à un site particulier pour conserver ou protéger la qualité des sédiments ou d'objectifs d'assainissement pour l'améliorer, ne peuvent être choisies de manière appropriée sans une connaissance de la qualité des sédiments ambiants. Le cadre de travail met à la disposition des gestionnaires de l'environnement un processus cohérent leur permettant d'utiliser les RQS en combinaison avec d'autres renseignements pertinents pour évaluer la qualité des sédiments (c.-à-d., pour aider à déterminer si les concentrations existantes ou prévues des produits chimiques dans les sédiments posent un danger pour les organismes vivant dans les sédiments).

APPLICATION DES RECOMMANDATIONS POUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS COMME POINTS DE REPÈRE

Les recommandations pour la qualité des sédiments peuvent être utilisées comme points de repère pour évaluer l'information sur la chimie des sédiments et reconnaître les situations qui pourraient s'avérer dangereuses pour les organismes aquatiques vivant dans les matériaux du lit. Elles peuvent également servir comme points de repère pour l'établissement des objectifs en matière de qualité des sédiments, dans le cadre des stratégies de gestion plus globales, visant à assurer la santé de l'écosystème aquatique à long terme. Cette dernière utilisation sera discutée de manière plus complète dans un document ultérieur. Dans le cas des sédiments dont la qualité est supérieure aux RQS, il ne faudrait pas préconiser leur « dégradation » jusqu'aux niveaux prescrits par les RQS nationales.

Lorsqu'on utilise les RQS comme points de repère, on ne prévoit pas d'effets biologiques défavorables lorsque les concentrations mesurées des produits chimiques dans les sédiments d'un site particulier sont égales ou inférieures aux RQS nationales. (Veuillez noter que le terme site est employé dans le présent chapitre dans un sens générique, qu'il s'agisse d'une région, d'un bassin, d'un lieu spécifique ou d'une quantité donnée de sédiments.) Une étude plus poussée de la qualité des sédiments dans le site en cause n'est habituellement pas nécessaire, mais pourrait s'imposer dans certaines circonstances (p. ex., lorsque les sédiments dans le site à l'étude n'ont qu'une faible concentration de COT, lorsqu'on pense que d'autres variables peuvent accroître la biodisponibilité des produits chimiques ou lorsqu'il n'existe pas de RQS pour des produits chimiques particuliers mesurés dans les sédiments). La possibilité d'observer des effets biologiques défavorables est reconnue lorsque la concentration d'au moins un produit chimique présent dans les sédiments est supérieure aux RQS nationales, l'incidence et la gravité de ces effets augmentant généralement avec la concentration du produit chimique (Long et coll. 1994). (Voir également l'annexe A.)

EXEMPLE GÉNÉRAL

Le contexte d'une évaluation générale des sédiments est utilisé ici pour illustrer comment les RQS peuvent fonctionner comme points de repère et comment les utiliser en combinaison avec des renseignements complémentaires. Un cadre de travail général qui fournit un tel exemple est présenté dans la figure 2. (Veuillez noter que

ce cadre de travail n'est pas destiné à remplacer les méthodes d'analyse acceptées ou les programmes de surveillance des sédiments déjà en place.) Selon les objectifs de l'évaluation, divers outils (p. ex., RQS, tests biologiques) et l'information propre à un site particulier (p. ex., concentrations de fond des substances naturelles) peuvent être combinés pour atteindre le but visé. Les éléments de ce cadre de travail sont discutés brièvement dans les sections qui suivent.

Dans un contexte global, la phase initiale de l'évaluation de la qualité des sédiments devrait consister à définir les questions et préoccupations en matière de qualité des sédiments propres à la région étudiée et qui sont principalement liées à des sources ponctuelles et non ponctuelles (existantes et ou potentielles) de contaminants. Il faut également définir clairement le but de l'évaluation, y compris comment elle s'inscrit dans l'objectif plus global de la gestion environnementale (dont la qualité des sédiments n'est que l'une des composantes) défini pour la région. Une évaluation régionale de la qualité des sédiments peut s'avérer nécessaire pour déterminer les conditions relatives des sédiments ambiants dans un certain nombre de sites, dans le but d'établir un ordre de priorité pour les activités futures et de les cibler. À l'opposé, l'évaluation de la qualité des sédiments dans un endroit spécifique peut nécessiter une caractérisation plus exhaustive des conditions du site à l'étude afin de mettre en application des options de gestion spécifiques (comme la conservation et/ou la protection des conditions en matière de qualité des sédiments ambiants, l'établissement d'objectifs propres à un site particulier ou l'assainissement potentiel d'un site). Outre le fait que l'évaluation régionale et l'évaluation d'un site particulier se déroulent à des échelles géographiques très différentes, leur complexité peut varier selon la situation. Le choix des outils et de l'information utilisés pour l'évaluation relève ultimement du gestionnaire de l'environnement. Les sections suivantes constituent une brève discussion des divers outils d'évaluation qui existent et des types de renseignements propres à un site particulier qui devraient être pris en considération au cours de l'évaluation de la qualité des sédiments.

Activités liées à l'utilisation des eaux et des terres

Selon ce cadre de travail, la première étape consiste à examiner l'information connue sur les utilisations réelles ou potentielles de terres et des eaux dans le site à l'étude. L'information sur les industries ou les entreprises du passé, du présent et de l'avenir dans la région, sur

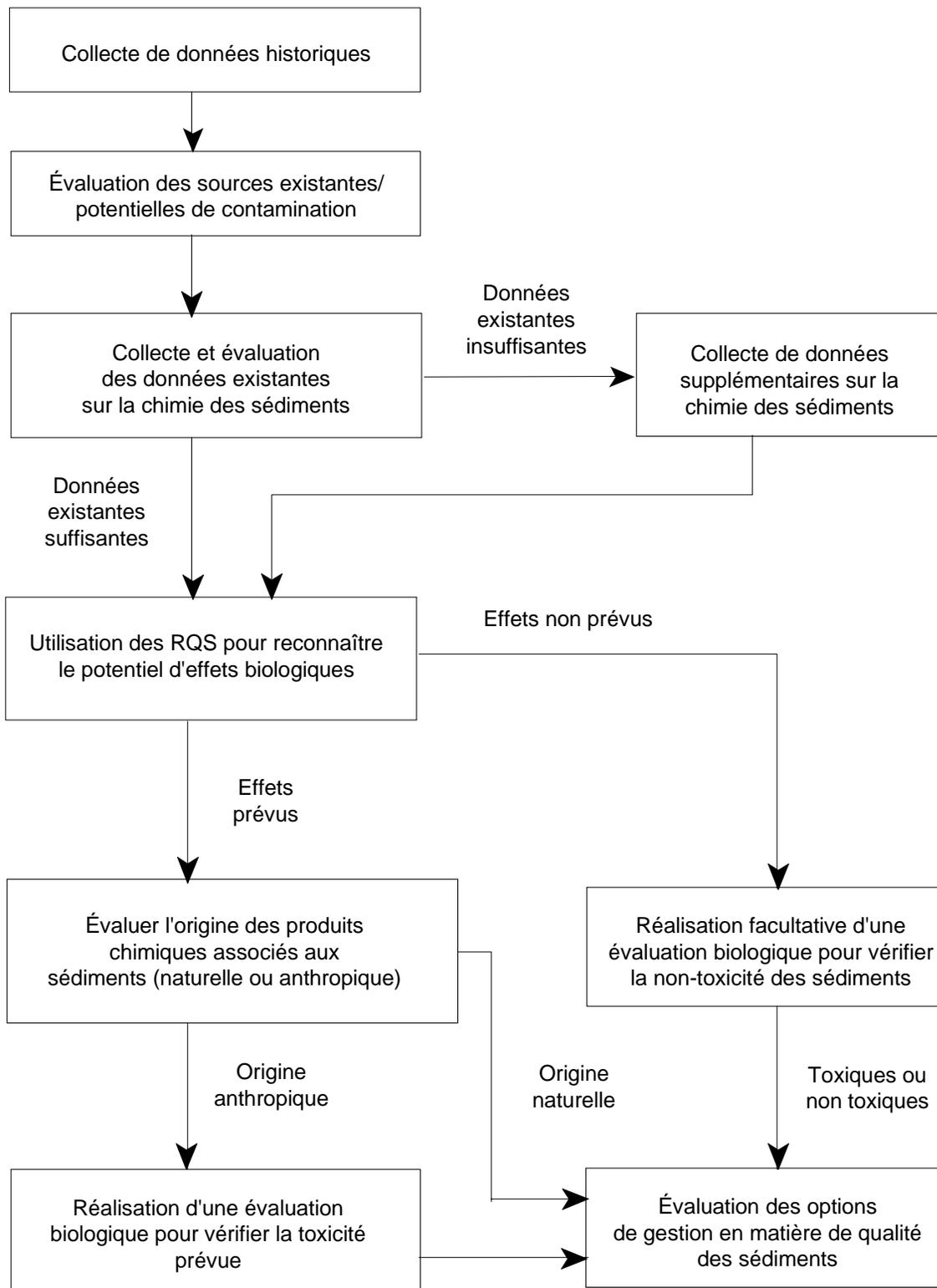


Figure 2. Cadre de travail pour l'évaluation de la qualité des sédiments.

l'emplacement des usines de traitement des eaux usées, sur les activités liées à l'utilisation des terres dans les hautes terres de la région, sur les systèmes d'évacuation des eaux pluviales et sur les développements résidentiels est importante. Cette information sert de point de départ pour reconnaître les sources passées, actuelles et potentielles de contaminants dans l'écosystème aquatique. L'information sur la composition chimique des contaminants provenant de sources ponctuelles et non ponctuelles existantes et potentielles, sur la qualité de l'eau (dans nombre de cas, fondée sur des comparaisons avec les recommandations pour la qualité des eaux) et sur les propriétés physiques et chimiques de ces substances aide à cerner les préoccupations potentielles liées à la chimie des sédiments dans les différents sites. Par la suite, on peut dresser une liste des substances qui constituent une source de préoccupation potentielle. Cette information, propre à un site particulier, sur les utilisations passées, actuelles et futures des sites permet de déterminer la nature et l'ampleur des études qui devraient être exécutées. On trouvera des descriptions plus détaillées du type d'information à recueillir et sur la façon d'utiliser ces données pour évaluer la qualité des sédiments ambiants dans d'autres documents (Baudo et Muntau 1990; Mudroch et MacKnight 1991; MacDonald 1993).

Données existantes sur la chimie des sédiments

Toutes les données connues sur la chimie des sédiments pour le site à l'étude doivent être rassemblées avant d'entreprendre une évaluation préliminaire des conditions en matière de qualité des sédiments. L'applicabilité de ces données doit faire l'objet d'une évaluation en profondeur pour déterminer la qualité globale de l'ensemble de données existant, dans quelle mesure les données constituent une représentation fidèle des conditions actuelles au site étudié et dans quelle mesure elles sont pertinentes par rapport aux questions et préoccupations cernées. De plus, il faudrait compiler l'information sur d'autres caractéristiques physiques et chimiques des sédiments (p. ex., COT, granulométrie) et les données sur les concentrations chimiques. Ces facteurs peuvent influencer sur la biodisponibilité (et, par conséquent, sur la toxicité) des produits chimiques associés aux sédiments, et il faut procéder à une évaluation pour déterminer les conditions particulières au site à l'étude.

Les mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité appliquées durant le prélèvement, le transport et l'analyse des échantillons de sédiments constituent un

élément important à prendre en considération dans l'évaluation de la qualité des données connues sur les propriétés chimiques des sédiments. Des méthodes conventionnelles ont été élaborées récemment pour différents aspects de l'échantillonnage des sédiments sur le terrain (ASTM 1990a; U.S. EPA et ACE 1991; Mudroch et MacKnight 1991; Environnement Canada 1994a). Une grande variété de méthodes d'analyse ont été mises au point pour quantifier la concentration des produits chimiques dans les sédiments et des méthodes acceptables ont été publiées (U.S. EPA et ACE 1991). Des méthodes d'analyse plus modernes pourront être évaluées en fonction de leur justesse et de la précision (c.-à-d., les résultats d'analyses réalisées sur des matériaux de référence, des échantillons fractionnés ou des échantillons de sédiments dopés). Les seuils de détection signalés doivent être pertinents en ce qui a trait à l'évaluation du potentiel d'effets biologiques dans le site à l'étude. On peut juger de l'applicabilité de ces seuils de détection en les comparant à la RQS applicable à la substance en cause.

L'applicabilité des données existantes sur les propriétés chimiques des sédiments devrait également être évaluée sur le plan de la variabilité spatio-temporelle de la qualité des sédiments. L'âge des données chimiques est une considération importante. Les processus de dégradation naturels (Mosello et Calderoni 1990), les événements météorologiques (comme les tempêtes) qui déplacent les sédiments (Allan 1986), les développements industriels et les activités découlant de la réglementation peuvent également modifier les sources et la composition des produits chimiques libérés dans l'environnement. Conséquence de ces processus, les données historiques sur les produits chimiques peuvent ne pas être représentatives des conditions actuelles. La liste des variables pour lesquelles il faut réaliser des analyses chimiques devrait inclure l'étude des contaminants potentiels provenant des activités liées à l'utilisation des terres et des eaux dans la région. Comme les caractéristiques chimiques des matériaux du lit varient dans l'espace (Mah et coll. 1989; Long et Morgan 1990; Hakanson 1992), des données provenant d'un certain nombre de stations sont nécessaires pour dresser un tableau représentatif des conditions en matière de qualité des sédiments dans une région. Le nombre réel de stations nécessaires dépendra de l'étendue de la région à l'étude, de la concentration des produits chimiques associés aux sédiments, de la variabilité des concentrations chimiques et du but global de l'évaluation.

Si les données existantes sur la chimie des sédiments sont considérées acceptables, on peut évaluer la possibilité

d'observer des effets biologiques défavorables dans le site à l'étude. Si les données sur la chimie des sédiments sont jugées de qualité inacceptable ou si l'on considère qu'elles ne représentent pas le site étudié de manière appropriée, il faudrait rassembler des données additionnelles sur les processus chimiques dans les sédiments.

Données supplémentaires sur la chimie des sédiments

Une étude de terrain ciblée et bien conçue doit être réalisée pour recueillir les données supplémentaires sur la chimie des sédiments, qui viendront appuyer le but de l'évaluation. La liste initiale des substances susceptibles d'être une source de préoccupation, établie au cours de l'évaluation des activités liées à l'utilisation des terres et des eaux, constitue un moyen scientifiquement défendable pour déterminer quelles substances doivent faire l'objet d'une étude de terrain. L'étude de terrain devrait être conçue pour délimiter la variabilité spatio-temporelle de la qualité des sédiments et devrait décrire de manière explicite les mesures d'assurance de la qualité/contrôle de la qualité qui seront employées. Le prélèvement, la manipulation et la conservation des échantillons de sédiments devraient se faire conformément aux protocoles établis (ASTM 1990a; Environnement Canada 1994a). Les méthodes d'analyse et les seuils de détection devraient être appropriés pour les substances à l'étude.

Le potentiel d'effets biologiques défavorables

L'étape suivante dans le cadre de travail pour l'évaluation de la qualité des sédiments consiste à déterminer la possibilité d'observer des effets biologiques défavorables dans le site à l'étude. L'information sur les concentrations des produits chimiques dans les sédiments fournit des données essentielles pour évaluer la nature et l'étendue spatiale de la contamination des sédiments. Toutefois, ces données seules ne constituent pas une mesure des effets biologiques défavorables ou une estimation du potentiel de survenue de tels effets. Les RQS sont utilisées pour déterminer si les concentrations en produits chimiques dans les sédiments peuvent affecter la vie aquatique au site étudié.

Comme on l'a décrit dans le chapitre 1, on a recours à une approche fondée sur le poids de la preuve pour élaborer les RQS nationales. Une seconde valeur d'évaluation de la qualité des sédiments, la concentration produisant un effet probable (CEP), peut également être établie à l'aide des tableaux pour l'élaboration des recommandations

(MacDonald 1993). La CEP représente la limite inférieure du niveau des concentrations chimiques généralement ou toujours liées à des effets biologiques défavorables. La RQS nationale et la CEP servent à définir trois niveaux de concentrations chimiques pour un produit chimique particulier : ceux qui sont rarement (<RQS), occasionnellement (entre la RQS et la CEP) et fréquemment (>CEP) liés à des effets biologiques défavorables (voir annexe A) (MacDonald 1993; Long et coll. 1994). La quantification de l'incidence des effets biologiques dans chacun de ces niveaux de concentrations fournit un outil utile pour estimer la probabilité d'observer des effets défavorables semblables dans les niveaux de concentrations définis pour un produit chimique particulier. Par conséquent, la fréquence et le degré avec lesquels les concentrations chimiques mesurées dans les sédiments d'un site particulier se situent dans chacun de ces niveaux de concentrations sont utiles pour distinguer les sites et les produits chimiques qui sont peu toxiques, potentiellement toxiques ou qui présentent un danger important pour les organismes exposés.

Les sédiments présentant des concentrations chimiques mesurées égales ou inférieures aux RQS nationales sont considérés comme ayant une qualité acceptable. En général, des études plus poussées sur ces sédiments auraient une priorité relativement faible. Les options de gestion pour ces sites seraient axées sur la préservation de la qualité existante des sédiments. Toutefois, dans certains cas, l'exécution de tests biologiques peut être nécessaire pour valider cette conclusion (par exemple, lorsque la concentration en COT dans les sédiments est faible, lorsqu'on soupçonne que d'autres variables viennent accroître la biodisponibilité des produits chimiques associés aux sédiments ou lorsqu'il n'existe pas de RQS pour des produits chimiques particuliers dont la présence a été décelée dans les sédiments).

Les sédiments avec des concentrations chimiques mesurées se situant entre les RQS nationales et les CEP sont considérés comme représentant un danger potentiel pour les organismes exposés. Bien que des effets biologiques défavorables soient possibles dans ce niveau de concentrations, il est difficile, a priori, de prévoir de manière fiable l'apparition, la nature et la gravité de ces effets. Les conditions propres à ces sites détermineront vraisemblablement la manifestation des effets toxiques. Des études plus approfondies sur ces sédiments sont nécessaires pour déterminer si les produits chimiques associés aux sédiments constituent un danger important pour les organismes aquatiques. Ces études peuvent comprendre la détermination des concentrations de fond des substances naturelles et/ou une batterie de tests

biologiques conçus pour évaluer l'importance toxicologique de produits chimiques particuliers (portant sur des espèces clés du biote aquatique et sur des facteurs pouvant influencer sur la biodisponibilité des produits chimiques au site à l'étude).

Les sédiments dans lesquels les concentrations chimiques mesurées sont égales ou supérieures à la CEP sont considérés comme représentant un danger important et immédiat pour les organismes exposés. Les sédiments contenant au moins un produit chimique dont la concentration se situe dans ces niveaux de concentrations devraient recevoir la plus haute priorité en ce qui a trait aux mesures de gestion appropriées pour améliorer la qualité des sédiments et rétablir le niveau de protection souhaité, si nécessaire. Toutefois, une évaluation biologique de ces sites est recommandée pour déterminer la nature et l'ampleur des effets causés par les contaminants associés aux sédiments.

Concentrations de fond des substances naturelles

La détermination des concentrations de fond des substances naturelles est importante lorsque des effets biologiques défavorables ont été prévus à l'aide des RQS (c.-à-d., les concentrations chimiques mesurées dans un site dépassent les RQS). L'information sur les concentrations de fond des substances naturelles sert à déterminer dans quelle mesure l'activité humaine a contribué à l'augmentation de la concentration mesurée des produits chimiques en question dans les sédiments d'un site et est particulièrement importante dans le cas des métaux et de certaines substances organiques dont la concentration peut augmenter du fait de processus naturels. Bien que les concentrations naturelles de ces substances puissent avoir un effet défavorable sur certains organismes, les options de gestion défendables devraient tenir compte de la contribution des processus naturels de manière à centrer les efforts sur les sites et les produits chimiques pour lesquels l'activité humaine représente un facteur déterminant.

Un outil d'interprétation a été mis au point et fournit un bon moyen de distinguer l'origine probable (c.-à-d., naturelle ou anthropique) de nombreux métaux dans les sédiments (Schropp et Windom 1988; Schropp et coll. 1989; Loring 1990, 1991; Schropp et coll. 1990; Loring et Rantala 1992). Cette méthode consiste à déterminer le rapport entre les concentrations de métaux et celles d'un élément de référence. Comme ces rapports sont relativement constants dans la croûte terrestre, ils peuvent servir

à déterminer dans quelle mesure l'activité humaine a contribué à faire augmenter la concentration des métaux dans des endroits particuliers. Cependant, la validité de cette méthode n'a été démontrée que pour certains sédiments marins, et son applicabilité aux sédiments d'eau douce est inconnue (mais devrait être étudiée).

La mise au point et l'utilisation de cet outil d'interprétation supposent la réalisation d'un échantillonnage poussé dans un certain nombre de sites non contaminés dans une région. Par exemple, des données sur les concentrations de métaux dans les sédiments ont été recueillies dans environ 100 sites jugés représentatifs des régions estuariennes naturelles de l'État de la Floride (Schropp et Windom 1988). Ces données ont ensuite été employées pour établir des corrélations entre les concentrations (après transformation logarithmique) de divers métaux et celles d'un élément de référence (comme le lithium, le fer ou l'aluminium). Ces données ont été soumises à des régressions linéaires simples et on a calculé les limites de confiance à 95 %. En Floride, on a obtenu des corrélations statistiquement significatives avec les concentrations d'aluminium dans le cas de l'arsenic, du cadmium, du chrome, du cuivre, du plomb, du nickel et du zinc. Ces relations ont servi de base pour interpréter les données sur les concentrations de métaux dans les sédiments dans divers endroits. Ainsi, l'enrichissement en métaux d'origine anthropique était soupçonné lorsque le rapport métal-aluminium dépassait les limites supérieures de l'intervalle de confiance à 95 %. Des évaluations subséquentes ont confirmé l'efficacité et l'utilité de cet outil d'interprétation dans différents endroits (dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent [Loring 1991] et aux États-Unis [Schropp et coll. 1989; Schropp et coll. 1990; MacDonald 1993]). Loring (1990, 1991) a établi des corrélations semblables entre les concentrations de lithium et celles de plusieurs métaux. Le lithium semble être le métal le plus approprié pour la normalisation des données sur les métaux dans les sédiments issus de l'érosion glaciaire de roche cristalline, type de sédiments courants au Canada (Loring 1990, 1991).

Comme les contaminants organiques synthétiques ne sont libérés dans l'environnement que par suite de l'activité humaine, des outils équivalents pour distinguer leur origine probable (c.-à-d., naturelle ou anthropique) ne sont nécessaires que pour les substances (comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques) provenant de sources naturelles importantes. Les concentrations des substances organiques naturelles dans des sédiments essentiellement non contaminés dans des sites de référence éloignés des sources ponctuelles de contamination pourraient servir de base pour établir, par

procuration, les concentrations de fond de ces substances. Parmi les autres méthodes pour évaluer l'origine (c.-à-d., naturelle ou anthropique) de certains produits chimiques dans les sédiments d'eau douce peuvent figurer le choix d'une zone de référence appropriée qui n'est pas touchée par des sources ponctuelles ou l'utilisation d'un horizon de sédiments « pré-colonial » pour déterminer les concentrations de fond des substances naturelles (Persaud et coll. 1992).

Évaluation biologique

L'exécution de tests biologiques est un élément important de l'évaluation de la qualité des sédiments. La nature et l'importance de l'information disponible sur les effets des produits chimiques associés aux sédiments en Amérique du Nord sont telles que la plus grande partie des données ne permettent pas d'établir des relations de cause à effet (la plupart des données compilées dans la BEDS viennent appuyer des relations « associatives » seulement et la quantité de données obtenue à l'aide des essais biologiques avec dopage des sédiments pour n'importe quel produit chimique est limitée). Les relations entre les caractéristiques des sédiments et/ou de la colonne d'eau sus-jacente (p. ex., COT, pH) et les effets défavorables observés ont également besoin d'être définies dans la mesure où l'importance relative des facteurs modifiant la toxicité des sédiments est prévisible selon les conditions observées sur le terrain. Par conséquent, il existe un certain degré d'incertitude lié à la prévision des effets toxicologiques sur le terrain (bien que cette incertitude puisse être évaluée dans une grande mesure par le calcul de l'incidence des effets dans les étendues définies de concentrations de produits chimiques). (Voir annexe A.) Les tests biologiques utilisés en combinaison avec les analyses chimiques des sédiments peuvent fournir une information définitive sur la toxicité des produits chimiques associés aux sédiments dans une grande variété de circonstances.

Des études plus poussées comportant l'exécution de tests biologiques sont recommandées pour appuyer l'évaluation de la qualité des sédiments lorsqu'au moins un produit chimique est présent à une concentration supérieure aux RQS nationales et aux concentrations de fond des substances naturelles. L'exécution de tests biologiques peut également servir à évaluer la toxicité des sédiments qui peuvent contenir des produits chimiques non mesurés ou qui présentent des caractéristiques physiques distinctes (p. ex., faibles concentrations en COT). Il peut également être nécessaire de prendre en considération des espèces sensibles représentatives du site à l'étude. De telles études

peuvent servir à évaluer l'applicabilité des RQS nationales aux conditions du site à l'étude et contribuent à enrichir l'information toxicologique propre à un site particulier qui viendra étayer l'élaboration d'objectifs en matière de qualité des sédiments pour le site à l'étude. Les tests biologiques devraient être effectués dans le cas de sites où les sédiments sont considérés comme présentant un danger important et immédiat pour les organismes exposés (c.-à-d., où les concentrations chimiques mesurées sont égales ou supérieures aux CEP) pour déterminer la nature et l'ampleur des effets rencontrés dans ces sites.

Un certain nombre de tests ont été mis au point pour évaluer l'importance toxicologique de la contamination des sédiments. Ces tests varient en complexité depuis les essais biologiques avec dopage des sédiments (qui portent sur un contaminant unique et une espèce unique) aux études de microcosme (qui visent à déterminer les effets à long terme des mélanges de produits chimiques sur la dynamique de l'écosystème). De plus, des tests peuvent être 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 de porosité (interstitielle). Les organismes testés de manière systématique comprennent des microorganismes, des algues, des macrophytes aquatiques, des invertébrés et des poissons (Schiewe et coll. 1985; Burton et Stemmer 1988; ASTM 1990b, 1990c; E.V.S. Consultants 1990; Burton 1991; U.S. EPA et ACE 1991; Phipps et coll. 1993). Bien que les exigences pour les tests biologiques diffèrent selon les différentes applications, les tests de toxicité des sédiments devraient être conformes à des méthodes établies ou approuvées (comme celles qui sont établies par les organismes provinciaux, fédéraux ou nationaux). De telles méthodes peuvent être modifiées pour évaluer la toxicité pour les espèces résidentes, la toxicité pour des périodes plus longues (c.-à-d., pour établir la toxicité chronique) ou pour différentes manifestations. Toutefois, les principes fondamentaux des protocoles acceptés doivent être respectés.

Les essais biologiques sur sédiments entiers sont les plus appropriés pour l'évaluation des effets des produits chimiques associés aux sédiments de fond. Environnement Canada (1992a) a mis au point un test de toxicité de 10 jours portant sur six espèces canadiennes d'amphipodes fouisseurs dans les sédiments (*Amphiporeia virginiana*, *Corophium volutator*, *Eohaustorius estuarius*, *Foxiphalus xiximeus*, *Leptocheirus pinguis* et *Rhepoxynius abronius*). De la même manière, l'American Society for Testing and Materials (ASTM 1990b) a mis au point et approuvé quatre tests pour l'évaluation de la toxicité des sédiments marins et estuariens pour

quatre espèces d'amphipodes. Ces essais biologiques peuvent être modifiés pour évaluer la toxicité pour d'autres espèces d'invertébrés benthiques vivant dans les environnements marins et estuariens, parmi lesquelles d'autres amphipodes, d'autres crustacés, des polychètes et des bivalves (ASTM 1990b). Un test sublétal de 20 jours pour les polychètes et un test sublétal de 10 jours pour les moules dans des sédiments entiers sont également en voie d'élaboration à Environnement Canada (J. Osborne, Bureau de la gestion des déchets, Environnement Canada, Ottawa, comm. pers., 1993). L'ASTM envisage également des méthodes pour effectuer des tests de toxicité des sédiments avec des polychètes et des échinodermes (Ingersoll 1991). Des techniques semblables ont également été mises au point pour évaluer la toxicité des produits chimiques présents dans les sédiments d'eau douce (ASTM 1990c; Burton 1992; Burton et coll. 1992). Environnement Canada (R. Scroggins, Direction du développement technologique, Environnement Canada, Ottawa, comm. pers., 1993) est en train de concevoir des tests d'inhibition de la croissance/survie pour des amphipodes (*Hyalella azteca*), des chironomidés (*Chironomus tentans* / *C. riparius*) et des éphéméridés (*Hexagenia sp.*) d'eau douce.

En plus des tests de toxicité de sédiments entiers, il existe diverses méthodes pour évaluer le potentiel d'effets défavorables sur les organismes aquatiques attribuable à la remise en suspension des sédiments ou au partage des produits chimiques dans la colonne d'eau. Le test sur bactéries luminescentes, ou Microtox®, est fréquemment utilisé (Burton et Stemmer 1988; Environnement Canada 1992b). Des tests sur des algues, des invertébrés et des poissons ont également été employés pour évaluer la toxicité des phases en suspension et/ou aqueuse. Environnement Canada (1992c) donne une orientation sur l'utilisation d'un test sur la fécondation d'un échinoderme pour évaluer la toxicité de l'eau de porosité (interstitielle) ou de l'eau d'élutriation issue des sédiments et est en train d'élaborer un test semblable pour les larves d'huître. L'utilisation des embryons et des larves d'huître et d'échinoderme dans les tests de toxicité des sédiments marins est actuellement étudiée par l'ASTM (Ingersoll 1991). De plus, des méthodes pour réaliser des essais biologiques dans la colonne d'eau et des tests de bioaccumulation ont été recommandés par la U.S. EPA et l'ACE (1991) ainsi que Lee et coll. (1989), et un document sur une méthode pour étudier les sédiments remis en suspension est à l'étude par l'ASTM.

D'autres types de renseignements biologiques peuvent également servir à l'évaluation de la qualité des sédiments. Par exemple, la comparaison de la diversité et de

l'abondance des communautés d'invertébrés benthiques entre les sites testés et des sites de référence appropriés (p. ex., sites comparables du point de vue de la granulométrie, du COT) fournit un moyen d'évaluer la toxicité relative des sédiments testés (Diaz 1992; La Point et Fairchild 1992; Persaud et coll. 1992; Reynoldson et Zarull 1993). Diverses méthodes statistiques peuvent être employées pour reconnaître les produits chimiques liés à des effets biologiques observés lorsqu'on dispose de données appropriées sur la chimie des sédiments. De plus, les essais biologiques avec dopage des sédiments peuvent servir à établir des relations de cause à effet dans le cas de produits chimiques ou de mélanges de produits chimiques spécifiques (Swartz 1987; Burton 1991; U.S. EPA 1992a). L'information sur les concentrations de produits chimiques dans le biote aquatique peut également fournir une base pour déterminer l'importance des concentrations de produits chimiques associés aux sédiments dans l'optique de la protection des animaux qui s'alimentent d'organismes aquatiques.

Options de gestion

Les options de gestion sont évaluées par rapport à l'information obtenue par le biais d'une évaluation préliminaire de la qualité des sédiments, mais également par rapport aux recommandations ou objectifs en matière de qualité des sédiments. Un certain nombre d'options de gestion sont possibles selon que le but ultime est de conserver, de protéger ou d'améliorer la qualité des sédiments. Dans le cas des sites où une étude plus poussée n'est pas nécessaire, les options de gestion appropriées devraient être choisies de manière à protéger la qualité existante des sédiments aux sites en question. La surveillance continue de la qualité des sédiments et l'évaluation par rapport aux RQS nationales fourniront un moyen pour détecter les changements de la qualité des sédiments qui peuvent être une source de problème (que l'on peut alors affronter de manière proactive). Parmi les autres possibilités figurent la surveillance continue pour évaluer les tendances ou l'élaboration d'objectifs en matière de qualité des sédiments qui concernent des caractéristiques distinctes du site. L'identification des produits chimiques prioritaires et des sites qui constituent une source de préoccupation au cours de l'évaluation de la qualité des sédiments peut orienter les études biologiques ultérieures vers des régions avec problèmes potentiels ou des régions reconnues comme étant de préoccupation immédiate. Dans le cas des sites sérieusement contaminés, certaines mesures de correction (y compris des mesures visant le contrôle à la source) peuvent être nécessaires pour atteindre les objectifs de gestion environnementale.

Ces mesures de correction peuvent comprendre l'enlèvement et le traitement des matières toxiques, l'isolement des sédiments contaminés ou l'absence de toute mesure (c.-à-d., permettre aux processus naturels de dégradation et de sédimentation d'atténuer les effets des contaminants) (Sullivan et Bixby 1989).

De nombreux autres facteurs peuvent également influencer sur les stratégies de gestion de la qualité des sédiments ultimement adoptées pour un site. Ces facteurs

comprennent les objectifs de gestion pour le site à l'étude, la nature et la gravité de la contamination, le potentiel d'exposition des organismes aquatiques, l'existence et le coût des mesures d'assainissement, des caractéristiques uniques du site qui doivent être préservées, les attentes du public et d'autres facteurs politiques, sociaux et économiques. L'intégration de cette information met au défi le gestionnaire de l'environnement de formuler une stratégie de gestion efficace pour les questions et préoccupations en matière de qualité des sédiments qui ont été cernées.

Annexe A L'approche du National Status and Trends Program

DESCRIPTION

Le protocole formel pour l'élaboration des recommandations nationales pour la qualité des sédiments (RQS) (chapitre 1) repose principalement sur l'approche du National Status and Trends Program (NSTP). Initialement, l'approche du NSTP a été utilisée pour élaborer des recommandations informelles pour évaluer les données sur la chimie des sédiments côtiers rassemblées à l'échelle nationale en vertu du National Status and Trends Program de la National Oceanic and Atmospheric Administration (Long et Morgan 1990). Cette approche pour l'élaboration de RQS comporte l'évaluation et la compilation de données provenant d'une grande variété de sources pour établir des associations entre les concentrations des produits chimiques dans les sédiments et les effets biologiques défavorables (c.-à-d. que des relations de cause à effet ne peuvent être déduites à partir de ces données). Des données biologiques et chimiques appariées sont évaluées et compilées dans une banque de données à partir de nombreux modèles (théorie du partage à l'équilibre), des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD) et des études de terrain (données de cooccurrence). Ce « poids de la preuve » est utilisé pour fixer une concentration recommandée supérieure et inférieure pour chaque produit chimique (Long et Morgan 1990; Long 1992; MacDonald 1993; Long et coll. 1994). Les deux valeurs recommandées ainsi obtenues servent à définir trois niveaux de concentrations chimiques, à savoir ceux qui sont rarement, occasionnellement et fréquemment liés à des effets biologiques défavorables (voir figure A-1). La

détermination d'étendues de concentrations chimiques a été recommandée pour l'élaboration de RQS (U.S. EPA 1992b).

La force inhérente de l'approche du NSTP est l'utilisation du poids de la preuve pour étayer l'élaboration des recommandations. L'approche peut être appliquée à une grande variété de produits chimiques et s'applique de la même manière à presque n'importe quel type de sédiments rencontré dans les environnements d'eau douce, estuariens et marins. L'information provient de nombreux lieux géographiques en Amérique du Nord et des données ont été obtenues pour de nombreuses espèces et manifestations biologiques différentes. La plus grande

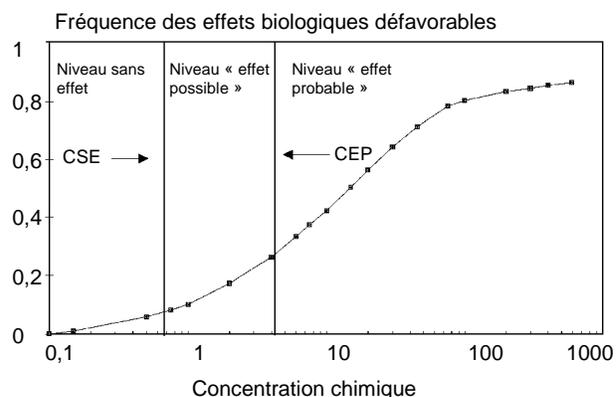


Figure A-1. Exemple conceptuel des niveaux d'effets pour un produit chimique associé aux sédiments.

partie de l'information rassemblée repose principalement sur des données prélevées sur le terrain qui tiennent compte de mélanges complexes de produits chimiques (et ainsi, des effets interactifs), de divers types de sédiments (c.-à-d., avec des caractéristiques différentes du point de vue de la granulométrie et des concentrations en substances) et, par conséquent, de conditions de biodisponibilité variables. Ainsi les recommandations formulées à partir de cette information sont considérées comme ayant une applicabilité étendue.

La banque de données créée par Long et Morgan (1990) pour formuler des RQS pour les sédiments marins et estuariens a été mise à jour et étendue. Cette expansion a été centrée sur l'inclusion de données ayant trait à des sites additionnels (y compris les données canadiennes connues), de données sur diverses manifestations biologiques (particulièrement les effets chroniques) et de renseignements sur un plus grand nombre de produits chimiques (MacDonald 1993). Cette banque de données étendue (BEDS) est conçue pour être mise à jour périodiquement au fur et à mesure que l'on disposera de nouvelles données. L'information est compilée séparément pour les écosystèmes d'eau douce et les écosystèmes marins. Les études toxicologiques incorporées dans la BEDS comprennent des études portant sur la modification des communautés benthiques (p. ex., la diminution de la richesse en espèces ou de l'abondance totale), sur la toxicité fortement ou relativement élevée des sédiments (études de terrain), sur des troubles histo-pathologiques affectant des poissons démersaux (études de terrain), les résultats des TTSD (les CE_{50} ou CL_{50}) et les concentrations toxiques prévues par les modèles fondés sur le partage à l'équilibre.

Cette approche a été examinée en détail par des experts de partout en Amérique du Nord; elle a été présentée au cours de très nombreuses tribunes scientifiques et techniques et décrite dans diverses publications (Long et Morgan 1990; Long 1992; MacDonald 1993; Long et MacDonald 1992; Long et coll. 1994). Les recommandations élaborées à partir de cette approche (Long et Morgan 1990; Long et coll. 1994) ont été utilisées par la National Oceanic and Atmospheric Administration pour déterminer les régions prioritaires (celles qui ont la plus forte probabilité de subir des effets biologiques défavorables) et dans lesquelles on a, par la suite, réalisé des relevés pour mieux définir les conditions en matière de qualité des sédiments. Les recommandations ont également été utilisées pour évaluer des sites contenant des matières dangereuses, des débris de dragage ainsi que des données de surveillance aux États-Unis (Long et MacDonald

1992). Le Department of Environmental Protection de la Floride a élaboré des recommandations à partir de cette approche pour évaluer la qualité des sédiments et établir les priorités régionales (MacDonald 1993). Le Water Resources Control Board de Californie pourrait recourir à une approche semblable pour élaborer des objectifs en matière de qualité des sédiments (Lorenzato et coll. 1991). Le Conseil international pour l'exploration de la mer (Study Group on the Biological Significance of Contaminants in Marine Sediments) a également choisi cette approche pour l'élaboration de recommandations pour les pays membres (Long et MacDonald 1992).

DESCRIPTION DE LA BEDS

L'acceptabilité des études candidates a été évaluée avant leur incorporation dans la BEDS pour garantir une cohérence interne dans l'information compilée et pour s'assurer de l'utilisation des données de haute qualité pour étayer l'élaboration des recommandations (Long et Morgan 1990; Long 1992; MacDonald 1993; Long et coll. 1994). Chaque étude - et les ensembles de données obtenus - a fait l'objet d'une évaluation pour déterminer son acceptabilité du point de vue de sa conception expérimentale, des modes opératoires, des méthodes d'analyse et des méthodes statistiques employées (voir les critères de dépistage décrits dans le chapitre 1). Les études n'étaient incluses dans la BEDS que si elles contenaient des données appariées sur la chimie des sédiments et sur les effets biologiques et s'il y avait un écart d'un facteur de 10 dans la concentration d'au moins un des produits chimiques mesurés dans les sites d'échantillonnage (ce critère ayant pour but de maximiser la possibilité que les différences observées dans les réactions biologiques entre les divers emplacements soient, au moins en partie, liées aux concentrations chimiques mesurées). Les données ont été exprimées sous forme de concentration totale des produits chimiques dans les échantillons de sédiments, en poids sec. L'information sur les facteurs influant sur la biodisponibilité (p. ex., COT, granulométrie, sulfures volatils en milieu acide) a été résumée lorsqu'elle existait. Les valeurs d'évaluation de la qualité des sédiments adoptées par d'autres autorités compétentes (p. ex., valeurs établies par la méthode du partage à l'équilibre aux États-Unis) ont été incorporées directement dans la BEDS (si les concentrations des produits chimiques étaient exprimées à l'origine en poids sec) ou converties en concentrations en poids sec à 1 % de COT (si les valeurs d'évaluation étaient exprimées à l'origine en COT). On a jugé que la conversion des concentrations chimiques en concentrations en poids sec à

1 % de COT donnait des valeurs d'évaluation relativement prudentes pour l'inclusion dans la BEDS.

Chaque inscription dans la BEDS comprend l'information suivante : le lieu où l'étude a été effectuée, la concentration des produits chimiques, la réaction biologique observée, la durée du test, les espèces testées ou la communauté benthique évaluée, l'approche utilisée, la granulométrie et les facteurs qui pourraient affecter la biodisponibilité des produits chimiques. L'information sur les produits chimiques individuels dans la BEDS a été triée et des tableaux d'élaboration des recommandations ont été préparés pour chaque produit chimique par ordre croissant de concentration. Les entrées individuelles dans les tableaux de données sont consignées en rangées, l'information spécifique étant disposée en colonnes. (Voir l'exemple, tableau A-1.) (À noter qu'une seule étude de cooccurrence peut fournir plusieurs entrées pour un produit chimique particulier ou plusieurs produits chimiques, selon le nombre de manifestations biologiques et de produits chimiques mesurés dans le cadre de l'étude.). Les tableaux d'élaboration des recommandations contiennent également de l'information indiquant si la réaction biologique prévue ou observée était liée à un gradient de concentration du produit chimique (voir la colonne « Effet/Sans effet » dans le tableau A-1). Une entrée est marquée d'un astérisque (*) si un effet biologique défavorable a été signalé et s'il y a une concordance apparente entre la réaction biologique observée et la concentration mesurée du produit chimique (Long et Morgan 1990; Long 1992; MacDonald 1993; Long et coll. 1994). Les valeurs d'évaluation de la qualité des sédiments signalées par d'autres autorités compétentes, comme la concentration seuil produisant des effets apparents et la concentration de dépistage, ont été consignées directement dans les tableaux. Les données obtenues à partir des TTSD sont également incluses. Les concentrations dérivées à partir de la théorie du partage à l'équilibre sont également marquées d'un astérisque. Pour chaque produit chimique, toutes les entrées marquées d'un astérisque forment collectivement ce que l'on appelle l'ensemble de données « effet ».

Les concentrations liées à des conditions non toxiques, de référence ou témoins ont été décrites comme étant sans effet observé (SE). Les données ne révélant aucune concordance, ou très peu, entre les concentrations chimiques dans les sédiments et l'effet biologique observé ont été classées dans les catégories suivantes : sans concordance (SC), sans gradient (SG) ou léger gradient (LG). Pour chaque produit chimique, toutes ces entrées forment collectivement ce que l'on appelle l'ensemble de données « sans effet ».

Les données provenant d'études de terrain individuelles ont été évaluées à l'aide d'analyses de cooccurrence avec l'une des deux méthodes suivantes (Long et Morgan 1990; Long 1992; MacDonald 1993; Long et coll. 1994). Si la signification statistique des données était signalée, on comparait les concentrations chimiques moyennes dans le groupe statistique (c.-à-d., toxique par opposition à non toxique). Si aucune évaluation statistique n'était signalée, les distributions des fréquences des données biologiques étaient examinées pour tous les sites de l'étude, puis on comparait les concentrations moyennes dans des groupes déterminés subjectivement (p. ex., les sites les plus toxiques dans un groupe et les sites les moins toxiques dans un autre). Les résultats des analyses de cooccurrence n'ont été inclus dans l'ensemble de données « effet » que si la concordance entre la concentration mesurée du produit chimique et la réaction biologique observée était apparente. Les concentrations des produits chimiques individuels sont considérées comme liées à la réaction toxique observée si la concentration moyenne dans les sites avec des effets défavorables appréciables observés était plus élevée, par un facteur de 2 ou plus, que la concentration moyenne dans les sites sans effets observés (c.-à-d., sites toxiques par opposition à sites non toxiques). Ces entrées contribuent à l'ensemble de données « effet ». Lorsque la concentration chimique moyenne entre les groupes toxiques et non toxiques diffère d'une valeur inférieure à un facteur de 2, on a supposé que d'autres facteurs (mesurés ou non) étaient plus importants dans l'étiologie de l'effet observé que la concentration du produit chimique à l'étude. Dans ces cas, les entrées sont classées comme « sans gradient », « léger gradient » ou « sans concordance » et sont considérées comme faisant partie de l'ensemble de données « sans effet ».

DÉFINITION DES NIVEAUX DE CONCENTRATIONS CHIMIQUES

Deux méthodes légèrement différentes ont été signalées pour élaborer des recommandations à l'aide de l'information évaluée et compilée pour chaque produit chimique dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations. Long et Morgan (1990) ont formulé des recommandations à partir de l'ensemble de données « effet » seulement. Les recommandations ont été calculées comme le 10^e centile inférieur ou niveau d'effets-valeur faible (NEF) et le 50^e centile (médiane) ou niveau d'effets-valeur médiane (NEM). Le NEF représente une valeur seuil plus faible au-dessus de laquelle on prévoit que des effets défavorables sur des

Tableau A-1. Résumé d'une partie des données disponibles sur les effets du cadmium ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) présent dans les sédiments dans les écosystèmes marins et estuariens.

Cadmium Conc+/-É-T	Effet/ SE	Région	Type d'analyse	Type de test	Manifestation mesurée	Espèce	Stade de vie	COT (%)	Référence
1	SE	Baie de San Francisco, CA	COA	10-d	Le moins toxique (mortalité de 13,6+/-7,76 %)	Amphipode	Adulte	1,4+/-0,79	Chapman et coll. 1987
1	SE	Baie de San Francisco, CA	COA	10-d	Le moins toxique (4,63+/-2,91 % - évitement)	Amphipode	Adulte	1,44+/-0,74	Chapman et coll. 1987
1	SE	Baie de San Francisco, CA	COA	48-h	Le moins toxique (18+/-8,01 % - anormal)	Moule	Larvaire	1,2+/-0,38	Chapman et coll. 1987
1	SE	Baie de San Francisco, CA	COA	48-h	Le moins toxique (mortalité de 17,3 %)	Moule	Larvaire	1,25	Chapman et coll. 1987
1	SE	Baie de San Francisco, CA	COA	4-sem.	Le moins toxique (116+/-4,3 jeunes produits)	<i>Tigriopus californicus</i> (copépode)	Adulte	1,23+/-0,09	Chapman et coll. 1987
1	SE	Burrard Inlet, C.-B.	SQO		Objectif de qualité des sédiments	Biote aquatique			Swain et Nijman 1991
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	10-d	Modérément toxique (mortalité de 28,3+/-7,51 %)	Amphipode	Adulte	2,01+/-0,98	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	10-d	Extrêmement toxique (mortalité de 95 %)	Amphipode	Adulte	4,03	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	10-d	Hautement toxique (37 % - évitement)	Amphipode	Adulte	4,03	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	48-h	Modérément toxique (25,1+/-6,61 % - anormal)	Moule	Larvaire	1,26+/-0,17	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	48-h	Hautement toxique (66,8 % - anormal)	Moule	Larvaire	3,59	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	48-h	Modérément toxique (mortalité de 57,1 % +/-13,6 %)	Moule	Larvaire	1,14+/-0,33	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	48-h	Hautement toxique (mortalité de 92,3+/-5,5 %)	Moule	Larvaire	2,87+/-1,32	Chapman et coll. 1987
1	SG	Baie de San Francisco, CA	COA	4-sem.	Modérément toxique (94,9+/-10,1 jeunes produits)	<i>Tigriopus californicus</i> (copépode)	Adulte	2,87+/-1,07	Chapman et coll. 1987
1	LG	Curtis Creek, Baltimore, MD	COA	10-d	Significativement toxique (mortalité de 55 %)	<i>Hyalella azteca</i> (amphipode)	Juvénile		McGee et coll. 1993
1,01+/-1,09	*	Laboratoire	TTSD	10-d	CL ₅₀	<i>Rhepoxynius abronius</i> (amphipode)			Ott 1986
1,04+/-1,13	*	Golfe du Mexique	COA	48-h	Appréciablement toxique (32,6+/-14,2 % - anomalie)	<i>Crassostrea gigas</i> (huître)	Larvaire	0,567+/-0,153	Chapman et coll. 1991
1,04+/-1,21	SE	Long Island Sound, NY, CT	COA	10-d	Non appréciablement toxique (mortalité de 23+/-4,24 %)	<i>Ampenisca abdita</i> (amphipode)	Sub-adulte	2,46+/-1,22	Bricker et coll. 1993
1,08+/-1,2	SE	Puget Sound, WA	COA	2-d	Non appréciablement toxique (6,67+/-8,07 % de dévelop. anormal)	<i>Dendraster excentricus</i> (échinoderme)	Embryon	1,51+/-0,33	Pastorok et Becker 1990
1,1+/-2,0	SC	Sud de la Californie	COA		Faible abondance (57,6+/-13,6 N/0,1 m ²)	Espèce benthique			Word et Mearns 1979
1,11+/-0,355	LG	Long Island Sound, NY, CT	COA			Microtox (<i>Photobacterium phosphoreum</i>)		2,51+/-0,45	Bricker et coll. 1993
1,12+/-0,777	SE	Long Island Sound, NY, CT	COA	48-h	Appréciablement toxique (CE ₅₀ , 0,014+/-0,006 mg pds sec/mL)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	Larvaire	2,12+/-1,04	Bricker et coll. 1993
1,13+/-0,867	LG	Long Island Sound, NY, CT	COA	48-h	Appréciablement toxique (96+/-1,66 % développement normal)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	Larvaire	2,52+/-0,997	Bricker et coll. 1993
1,14+/-0,155	LG	Long Island Sound, NY, CT	COA	48-h	Appréciablement toxique (mortalité de 68,5+/-11,4 %)	<i>Mulinia lateralis</i> (bivalve)	Larvaire	2,33+/-0,364	Bricker et coll. 1993
1,2+/-1,0	*	Estuaire du Fraser, C.-B.	COA		Sédiments exempts de coques sauvages	<i>Macoma balthica</i> (bivalve)		1,95	McGreer 1982
12	*	Baie de San Francisco, CA	AET	10-d	Baie de San Francisco AET	<i>Rhepoxynius abronius</i> (amphipode)	Adulte		Long et Morgan 1990
1,2+/-0,36	SE	Pensacola Harbor et Baie, FL	COA	10-d	Non appréciablement toxique (mortalité de 9+/-1,73 %)	<i>Nereis virens</i> (polychète)	Adulte		EG&G Bionomics 1980

AET = concentration seuil produisant des effets apparents

COA = analyse de cooccurrence

* Effet biologique défavorable et concordance entre la réponse biologique observée et la concentration chimique mesurée.

LG = léger gradient

SC = sans concordance

SG = sans gradient

TTSD = test de toxicité des sédiments avec dopage

stades de vie et/ou des espèces sensibles commencent à se manifester tandis que le NEM représente une valeur seuil au-dessus de laquelle on observe fréquemment ou toujours des effets défavorables chez la plupart des espèces. L'utilisation des centiles tend à réduire au minimum l'effet d'un point de données unique (potentiellement une aberration) sur l'élaboration des recommandations (Klaplow et Lewis 1979).

La méthode proposée par MacDonald (1993) pour formuler les recommandations tient compte à la fois de l'ensemble de données « effet » et de l'ensemble de données « sans effet » (il s'agit de la méthode adoptée et décrite dans le chapitre 1). Les recommandations ont été calculées comme la concentration seuil produisant un effet (CSE) et la concentration produisant un effet probable (CEP) pour chaque produit chimique. 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 de données « effet » et de la concentration du 50^e centile de l'ensemble de données « sans effet ». La CEP correspond à la racine carrée du produit (c.-à-d., la moyenne géométrique) de la concentration du 50^e centile de l'ensemble de données « effet » et de la concentration du 85^e centile de l'ensemble de données « sans effet ». La CSE représente la limite supérieure du niveau de concentrations chimiques dans les sédiments qui est dominée par des entrées de données « sans effet ». Dans ce niveau, les concentrations des produits chimiques associés aux sédiments ne sont pas considérées comme présentant un danger important pour les organismes aquatiques. La CEP représente la limite inférieure du niveau de concentrations chimiques qui est habituellement ou toujours liée à des effets biologiques défavorables. La moyenne géométrique est utilisée pour tenir compte de l'incertitude dans la distribution des ensembles de données (Sokal et Rohlf 1981).

Dans les deux méthodes décrites par Long et Morgan (1990) et MacDonald (1993), on suppose que les deux valeurs inférieures recommandées (le NEF et la CSE) représentent la concentration en deçà de laquelle des effets toxiques ne sont que rarement ou jamais observés. On suppose également que les deux valeurs supérieures recommandées (le NEM et la CEP) représentent la concentration au-delà de laquelle des effets toxiques sont habituellement ou fréquemment observés. Enfin, on suppose que le niveau de concentrations chimiques entre ces deux valeurs recommandées représente l'étendue dans laquelle des effets sont observés de manière occasionnelle. Il est possible d'observer des effets biologiques défavorables dans cette étendue de concentrations; toutefois, il est difficile, a priori, de

prévoir de manière fiable l'apparition, la nature et ou la gravité de ces effets. Ce sont les conditions spécifiques dans les sites dont les concentrations chimiques se situent dans ce niveau qui détermineront vraisemblablement la manifestation des effets toxiques. Lorsque les concentrations chimiques se situent dans ce niveau, d'autres études sont recommandées pour déterminer si les produits chimiques associés aux sédiments présentent un danger important pour les organismes aquatiques (comme la détermination des concentrations de fond des substances naturelles ou l'exécution de tests biologiques pour évaluer ou confirmer l'importance toxicologique des produits chimiques associés aux sédiments pour des espèces sensibles du biote aquatique). Cette base conceptuelle pour déterminer les niveaux de concentrations repose sur l'hypothèse que le potentiel de toxicité augmente avec la concentration du produit chimique (figure A-1). En raison de la variabilité observée dans les données de toxicité existantes, des niveaux de concentrations chimiques ont été définis (plutôt que des valeurs absolues) pour obtenir un outil d'interprétation plus flexible doté d'une applicabilité étendue.

L'établissement de niveaux de concentrations chimiques est l'une des caractéristiques les plus intéressantes de cette approche. L'utilisation de deux valeurs recommandées fournit un moyen pratique de pousser plus loin l'identification des produits chimiques et des lieux qui ont une bonne chance d'être liés à des effets biologiques défavorables par l'évaluation du degré et de la fréquence avec lesquels les concentrations chimiques mesurées dans les sédiments dans un site particulier dépassent la CSE et la CEP (ou le NEF et le NEM). Cette information peut ensuite servir à classer les sites selon une échelle de préoccupation du point de vue toxicologique (minime, potentiel ou important) de manière à cibler les stratégies de gestion appropriées sur ces sites.

L'établissement de niveaux de concentrations chimiques permet également d'estimer la probabilité des effets biologiques défavorables (figure A-1). Cette probabilité est calculée à partir des distributions de fréquence des données de toxicité pour chaque produit chimique. Dans chacun des niveaux de concentrations, l'incidence des effets biologiques défavorables est quantifiée en divisant le nombre d'entrées « effet » (indiquées par un astérisque) par le nombre total d'entrées et en exprimant ce rapport sous forme de pourcentage. La recommandation pour le cadmium dans les sédiments marins signalée par MacDonald (1994; CSE = 0,676 mg·kg⁻¹; CEP = 4,21 mg·kg⁻¹) permet d'illustrer ce calcul. Dans cet exemple, seulement 5,6 % des concentrations de cadmium dans le niveau « sans effet » (0 à 0,68 mg·kg⁻¹)

ont été liées à des effets biologiques défavorables (MacDonald 1994), ce qui laisse entendre qu'il y a une faible probabilité d'observer des effets défavorables lorsque les concentrations de cadmium se situent à ce niveau. Dans les niveaux « effet possible » et « effet probable » pour le cadmium, l'incidence des effets biologiques défavorables était de 20,1 % et 70,8 %, respectivement. Dans le cas du fluoranthène, MacDonald (1994) a calculé une CSE et une CEP de $0,11 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et de $1,49 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectivement. L'incidence des effets biologiques défavorables était de 9,5 %, 20,2 % et 79,7 % dans les niveaux « sans effet », « effet possible » et « effet probable ». La corrélation positive observée entre la fréquence des effets et les concentrations chimiques des deux produits, cadmium et fluoranthène, inspire confiance dans les valeurs recommandées pour ces produits chimiques. Ces exemples montrent comment l'analyse de la distribution des effets biologiques observés dans chacun des niveaux de concentrations fournit un moyen pour estimer la fiabilité relative (c.-à-d., degré de certitude) des recommandations formulées. En comparaison, dans le cas du mercure, 7,8 %, 23,6 % et 36,7 % d'effets défavorables ont été observés dans les niveaux « sans effet », « effet possible » et « effet probable », respectivement (CSE = $0,13 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ et CEP = $0,696 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) (MacDonald 1994).

Malgré les légères différences observées dans le calcul des deux valeurs recommandées à l'aide de ces deux méthodes, l'accord entre les valeurs NEF et CSE et entre les valeurs NEM et CEP est très bon (en moyenne, elles varient par un facteur de 2) (Long et coll. 1994). La fiabilité (ou justesse) de ces recommandations a été déterminée par une évaluation de l'incidence des effets dans chacun des niveaux (c.-à-d., si la fréquence des effets biologiques observés augmentait ou non avec la concentration chimique [MacDonald 1993; Long et coll. 1994]). La précision des recommandations a été estimée en comparant les valeurs NEF et NEM signalées initialement par Long et Morgan (1990) aux nouvelles valeurs NEF et NEM calculées à partir de la banque de données étendue (Long et MacDonald 1992; Long et coll. 1994). Cette évaluation a indiqué que les valeurs NEF et NEM ont changé, en général, par un facteur de 2 ou moins, ce qui laisse entendre que les recommandations sont assez peu sensibles à l'addition d'une quantité considérable de données nouvelles une fois qu'une quantité minimum de données ont été compilées (les nouvelles données incorporées représentaient environ le triple de la quantité initiale de données que contenait la banque de données originale).

RAISONNEMENT À L'APPUI

En même temps que l'information à l'appui décrite ci-dessus, les sections qui suivent décrivent le raisonnement à la base de la marche à suivre spécifique décrite dans le protocole formel (chapitre 1) pour l'élaboration de RQS à l'aide de l'approche du NSTP. La marche à suivre utilisée dans le chapitre 1 a été fondée sur la méthode signalée par MacDonald (1993).

Exigences relatives à l'ensemble minimal de données

Le nombre spécifique d'études nécessaires à l'élaboration des RQS à l'aide de l'information compilée dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations pour chaque produit chimique a été déterminé à partir des résultats de calculs séquentiels effectués pour une recommandation provisoire portant sur une substance particulière en utilisant des ensembles de données de taille croissante (p. ex., de 4 à 60 points de données) afin de déterminer à quel moment la valeur estimée s'est stabilisée. En utilisant la méthode décrite par MacDonald (1993) pour obtenir une CSE, on a calculé une recommandation provisoire à partir de points de données choisis au hasard (c.-à-d., concentrations chimiques; en commençant avec 4 points de données choisis au hasard 10 fois et en calculant chaque fois la recommandation provisoire). Le nombre de points de données a été augmenté séquentiellement et la recommandation provisoire a été calculée chaque fois jusqu'à ce que la valeur estimée de la recommandation se stabilise. Cette méthode a été appliquée avec les données sur le cadmium, le chrome, le fluoranthène et les BPC. Les résultats obtenus ont indiqué que la variabilité de la valeur estimée d'une recommandation provisoire est minimale lorsqu'on utilise de 15 à 20 entrées dans chaque ensemble de données (c.-à-d., l'ensemble de données « effet » et l'ensemble de données « sans effet ») pour formuler la recommandation provisoire. Par conséquent, il a été conclu qu'au moins 20 entrées dans chaque ensemble de données étaient nécessaires pour étayer l'élaboration des RQS.

Pour s'assurer que la recommandation calculée appartient à un niveau de concentrations caractérisé par l'absence d'effets biologiques, on prend en considération à la fois l'ensemble de données « effet » et l'ensemble de données « sans effet » dans la méthode d'élaboration de la

recommandation. La variabilité des résultats parmi les évaluations individuelles de la toxicité peut être reliée à des différences touchant les protocoles expérimentaux, les méthodes d'analyse, le type de sédiments utilisé et un certain nombre d'autres facteurs. De plus, les résultats des diverses analyses de cooccurrence peuvent être affectés par la présence d'autres produits (mesurés ou non mesurés) dans les sédiments qui covarient avec la substance à l'étude, par des différences dans la texture ou la granulométrie entre des sites différents et par divers autres facteurs particuliers au site. Un examen des données disponibles pour un certain nombre de produits chimiques indique des degrés variables de chevauchement dans les concentrations chimiques (c.-à-d. que des facteurs inconnus influent sur les effets biologiques observés) entre les ensembles de données « effet » et « sans effet ». Par conséquent, définir un niveau de concentrations chimiques dans lequel on ne prévoit pas (ou l'on ne prévoit que rarement) des effets défavorables est plus défendable scientifiquement que d'établir une valeur seuil absolue pour l'absence d'effets défavorables (c.-à-d. choisir le point de données « effet » le plus faible dans le tableau pour l'élaboration des recommandations). Bien qu'il serait souhaitable de toujours pouvoir normaliser les concentrations chimiques dans les sédiments par rapport à des facteurs qui ont des répercussions importantes sur la biodisponibilité chimique (p. ex., le COT, la granulométrie), cela n'est pas possible à l'heure actuelle. L'information additionnelle (p. ex., COT, sulfures volatils en milieu acide, granulométrie) est présentée en même temps que les données de toxicité correspondantes lorsqu'elle est disponible. Les lacunes dans les données seront indiquées explicitement pour encourager la communauté scientifique à produire l'information nécessaire à l'appui de ces relations. À mesure que les relations entre les types/caractéristiques des sédiments et la toxicité observée des sédiments seront mieux définies et étayées par le poids de la preuve des données connues, on pourra élaborer des recommandations qui refléteront ces relations.

Méthode de calcul

Bien qu'il existe de nombreuses méthodes pour évaluer l'information contenue dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations (p. ex., Long et Morgan 1990; MacDonald 1993), la méthode décrite par MacDonald (1993) a été mise au point pour toujours déterminer une concentration en deçà de laquelle on ne prévoit pas d'effets défavorables. La définition d'une CSE à l'aide de cette approche repose sur l'établissement de

niveaux de concentrations chimiques qui sont rarement, occasionnellement et fréquemment liés à des effets biologiques défavorables, en supposant que le potentiel de toxicité augmente avec la concentration du produit chimique. En raison de la variabilité des données de toxicité compilées dans la BEDS, une CSE fonctionnelle a été calculée pour chaque produit chimique (comme on l'a décrit antérieurement) pour constamment déterminer un niveau de concentrations chimiques dans les sédiments qui est dominé par les entrées de données « sans effet » (c.-à-d., selon la définition, on n'observe jamais ou presque jamais d'effets biologiques défavorables). 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 de données « effet » (E_{15}) et de la concentration du 50^e centile de l'ensemble de données « sans effet » (SE_{50}) pour respecter la définition narrative de ce niveau de concentrations. La moyenne géométrique dans ce calcul a pour but de tenir compte de l'incertitude dans la distribution des ensembles de données (Sokal et Rohlf 1981).

Par exemple, s'il y avait un total de 100 entrées dans chacun des ensembles de données, la CSE se situerait alors dans une étendue de concentrations dans laquelle il y aurait, en moyenne, 15 entrées (inférieures à E_{15}) provenant de l'ensemble de données « effet » et 50 entrées (supérieures à SE_{50}) provenant de l'ensemble de données « sans effet ». La fréquence des effets biologiques dans cette étendue de concentrations serait d'environ 15/65, ou 23 %. L'incidence exacte des effets dépendrait de la distribution spécifique des données. Dans la majorité des cas, on s'attendrait que le 50^e centile de la distribution « sans effet » soit inférieur au 15^e centile de la distribution « effet ». Par conséquent, l'incidence des effets entre ces concentrations serait généralement inférieure à 23 %.

Le poids de la preuve des données toxicologiques compilées dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations devrait également appuyer l'hypothèse que le potentiel de toxicité de la substance augmente avec la concentration du produit chimique. L'identification de niveaux de concentrations chimiques liés à des effets biologiques défavorables et le calcul de l'incidence des effets biologiques défavorables dans chacun de ces niveaux (comme on l'a décrit antérieurement) (MacDonald 1993) facilitent les choses. Le degré relatif de certitude des recommandations élaborées à partir de cette approche est estimé par le degré de concordance positive observé entre la fréquence des effets et les concentrations chimiques. Cette évaluation donne une indication du degré de confiance que l'on peut accorder

aux recommandations établies et fournit un moyen pour estimer la probabilité d'observer des effets défavorables semblables dans des sites où les concentrations chimiques dans les sédiments se situent dans les niveaux de concentrations définis.

En raison de l'information limitée sur la qualité des sédiments au Canada, particulièrement dans le cas de certaines régions maritimes, il n'est pas certain que les données compilées dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations soient représentatives de la gamme complète des conditions en matière de qualité des

sédiments rencontrés au Canada. C'est pourquoi il faut faire preuve de prudence lorsqu'on utilise les recommandations pour des sites présentant des valeurs atypiques en ce qui a trait aux facteurs qui influent sur la biodisponibilité des produits chimiques (c.-à-d., en dehors de l'étendue présentée dans les tableaux de données). Dans l'avenir, une validation sur le terrain de ces recommandations dans différents sites au Canada fournira un moyen de confirmer leur applicabilité globale au Canada et fournira une base pour raffiner, au besoin, les RQS ou les RQS provisoires.

Annexe B

L'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage

DESCRIPTION

L'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD) est une marche à suivre complémentaire qui sera utilisée dans un avenir rapproché pour confirmer et renforcer les recommandations élaborées à l'aide de l'approche du National Status and Trends Program (NSTP). De nombreuses caractéristiques de l'approche des TTSD militent en faveur de son incorporation dans le protocole formel d'élaboration des RQS qui seront en usage au Canada. Une étude approfondie de cette approche a été présentée par Lamberson et Swartz (1992). Cette méthode peut être utilisée pour toutes les classes de produits chimiques et une grande variété de types de sédiments. L'information générée à l'aide de cette approche fournit des données dose-réponse précises pour des produits chimiques spécifiques, ainsi que des données quantitatives sur les effets liés aux interactions dans les mélanges chimiques. Les résultats obtenus à l'aide de ces tests de laboratoire contrôlés présentent un degré de précision élevé. L'approche peut également tenir compte spécifiquement des facteurs qui influent sur la toxicité des produits chimiques dans les sédiments.

L'importance de se préoccuper de la biodisponibilité des produits chimiques associés aux sédiments est soulignée par les résultats de nombreux tests de toxicité (DeWitt et coll. 1988; Nebeker et coll. 1989; Swartz et coll. 1990; Di Toro et coll. 1990; Ankley et coll. 1991; Carlson et coll. 1991; Di Toro et coll. 1991; Di Toro et coll. 1992; Ankley et coll. 1993). Lorsqu'on dispose de suffisamment d'information pour définir la relation entre un facteur quelconque et la toxicité d'une substance spécifique, on

peut élaborer des recommandations qui en tiennent compte. La prise en considération de ces relations augmentera l'applicabilité des recommandations à une grande variété de sédiments.

Les divers protocoles adoptés pour tester la toxicité sont généralement simples et bien documentés. De plus, des données dose-réponse pour de nombreux produits chimiques ont été obtenues (Swartz 1987; Burton 1991; Lamberson et Swartz 1992; MacDonald 1993). Toutefois, des travaux de recherche additionnels sont nécessaires pour raffiner davantage les techniques pour la réalisation des TTSD et pour élaborer des méthodes normalisées. Il faut également tenir compte des méthodes de prélèvement, de manipulation, de dopage et de conservation des sédiments. Environnement Canada (1994a) ainsi que d'autres organismes ou groupes (p. ex., ASTM 1990a) proposent une orientation dans ce domaine. Environnement Canada travaille actuellement à élaborer un document d'orientation spécifique pour l'utilisation routinière des tests de toxicité de sédiments de contrôle dopés dans les tests de laboratoire usuels au Canada (Environnement Canada 1994b). Les recommandations de ce rapport seront utiles pour déterminer si les protocoles opératoires utilisés pour les TTSD sont appropriés.

De nombreuses caractéristiques de l'approche des TTSD sont fortement complémentaires de celles de l'approche du NSTP. Ce n'est que par l'évaluation des données dose-réponse obtenues à l'aide des TTSD que l'on peut établir des liens de cause à effet directs entre les concentrations chimiques dans les sédiments et les réactions biologiques. La valeur prédictive des recommandations formulées à

partir de l'approche des TTSD devrait être vérifiée en les comparant avec les données de terrain concernant les concentrations chimiques dans les sédiments naturels et les effets biologiques observés (Lamberson et Swartz 1992). Par conséquent, l'utilisation de l'approche des TTSD en combinaison avec l'approche du NSTP (qui repose principalement sur des données générées à partir d'études de terrain) renforcera l'applicabilité des recommandations élaborées.

RAISONNEMENT À L'APPUI

Les études sur des groupes taxinomiques spécifiques d'organismes aquatiques exigées pour étayer l'approche des TTSD reflètent les données recherchées actuellement sur la toxicité des sédiments pour les organismes benthiques (c.-à-d., les exigences en données reflètent la disponibilité et l'utilisation de protocoles normalisés). Les groupes taxinomiques choisis permettent d'assurer la présence des organismes relativement sensibles vivant dans les sédiments, comme *Rhepoxynius* sp. et *Hyaella* sp., dans les ensembles minimaux de données. Deux facteurs corrélés à la sensibilité d'une espèce à l'égard des produits chimiques associés aux sédiments sont la position phylogénétique et sa relation avec le substrat (Swartz 1987). Les amphipodes et autres crustacés sont généralement plus sensibles que les mollusques et les polychètes, et les organismes appartenant à l'endofaune semblent plus sensibles que les organismes de l'épifaune, les organismes démersaux ou les organismes pélagiques. Les données sur les effets des produits chimiques associés aux sédiments sur les poissons et les plantes aquatiques ne sont pas encore produites de manière systématique. Toutefois, les données sur ces organismes (p. ex., Payne et coll. 1988) seront

prises en considération dans l'élaboration des RQS lorsqu'elles seront accessibles.

Une analyse de l'information sur la toxicité des sédiments avec dopage dans le cas du cadmium, du cuivre, du DDT et du fluoranthène a servi de base pour le choix du nombre minimum d'études nécessaires pour élaborer les RQS à l'aide de l'approche des TTSD. On a réalisé un nombre suffisant d'études avec dopage des sédiments avec ces produits chimiques pour permettre leur utilisation comme cas-types afin de déterminer le nombre minimum d'études nécessaires à l'élaboration des recommandations (la quantité de données disponibles pour chacune de ces substances variait de 4 études pour le DDT à 19 études pour le cadmium). Une série de recommandations a été élaborée pour chaque produit chimique en augmentant le nombre d'études utilisées dans le processus d'une étude à chaque fois jusqu'à ce que toutes les études aient été incluses. Le rapport des recommandations les plus élevées sur les plus faibles obtenues pour chaque produit chimique examiné a été comparé avec le nombre d'études utilisées pour calculer ces recommandations. Cette comparaison a indiqué que les études s'ajoutant après un minimum de 4 études ne modifiaient plus de façon statistiquement significative la valeur numérique des RQS formulées (c.-à-d., les RQS calculées se stabilisaient avec un minimum de 4 études).

Les RQS sont élaborées de préférence à partir de la concentration minimale produisant un effet observé (CMEQ) tirée d'une étude de toxicité chronique portant sur une manifestation non létale. Un facteur de sécurité, qui peut compenser un certain nombre d'incertitudes, est appliqué à cette manifestation avant de calculer la RQS. La justification du choix des facteurs de sécurité est fournie dans l'annexe C.

Annexe C Établissement des facteurs de sécurité

INTRODUCTION

On utilise fréquemment des facteurs de sécurité (ou facteurs d'incertitude) dans l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement (CCME 1991a, 1993, 1994). Il s'agit de nombres sans unité utilisés pour tenir compte de diverses incertitudes liées à l'élaboration des recommandations (qui doivent correspondre à des concentrations chimiques « sans

danger » sur le terrain) à partir d'ensembles limités et incomplets de données toxicologiques. La grandeur du facteur de sécurité choisi reflète les types et le nombre d'incertitudes qui existent. Par conséquent, un facteur de sécurité plus grand reflète un degré d'incertitude plus grand.

Typiquement, les facteurs de sécurité utilisés pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de

l'environnement servent à tenir compte des incertitudes suivantes (H. Vandermeulen, Direction de l'évaluation et de l'interprétation, Environnement Canada, comm. pers., 1993) :

1. les différences intraspécifiques attribuables à l'âge, au stade du cycle vital, au sexe et à la variabilité génétique des organismes;
2. les différences interspécifiques;
3. les différences touchant la toxicité mesurée d'une substance attribuables à la « sensibilité » de la manifestation mesurée (p. ex., croissance par opposition à toxicité aiguë);
4. l'interprétation des manifestations (c.-à-d., extrapolation pour passer des concentrations produisant un effet à celles sans effet);
5. les facteurs influant sur la biodisponibilité (et, par conséquent, la toxicité) des produits chimiques;
6. l'extrapolation nécessaire pour passer des conditions de laboratoire aux conditions de terrain (comprenant la possibilité de réactions synergiques ou antagonistes propres à diverses combinaisons de produits chimiques sur le terrain).

L'utilisation de facteurs de sécurité dans l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) au Canada a pour but de nous permettre d'obtenir une meilleure estimation des concentrations de produits chimiques associés aux sédiments qui ne nuiront pas aux organismes aquatiques vivant à proximité des matériaux du lit pendant une période indéfinie. Les sections qui suivent décrivent brièvement les incertitudes à tenir compte et la justification du choix d'un facteur de sécurité dans l'élaboration de RQS nationales.

L'APPROCHE DU NSTP

Les principales incertitudes pour lesquelles on a typiquement recours à des facteurs de sécurité (voir liste ci-dessus) sont prises en considération dans le type de données compilées pour étayer l'approche du National Status and Trends Program (NSTP). L'information dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations (préparés à partir de la BEDS) comprend un ensemble diversifié de données provenant d'études de terrain, de laboratoire et de modélisation. Les données ont été obtenues à l'aide de nombreuses espèces différentes (dont une grande variété d'espèces de poissons et d'invertébrés à

différents stades de leur cycle vital) et de manifestations biologiques (des concentrations « effet » et « sans effet » sont compilées, y compris des données tirées de tests de toxicité aiguë ainsi que des études d'exposition à long terme comme des évaluations *in situ* de communautés d'invertébrés benthiques). La plus grande partie de l'information compilée repose sur des données obtenues sur le terrain et portant sur une grande variété de sites et de conditions partout en Amérique du Nord. Par conséquent, les données tiennent implicitement compte des effets des mélanges chimiques et des facteurs qui influent sur la biodisponibilité des produits chimiques associés aux sédiments. La biodisponibilité est également évaluée plus directement dans certaines études où l'on fournit de l'information sur les caractéristiques des sédiments et de la colonne d'eau sus-jacente. Toutefois, des relations de cause à effet directes ne peuvent être déduites à partir de ces données (les données ne font qu'établir une association entre les concentrations des produits chimiques dans les sédiments et les effets biologiques défavorables).

Lorsqu'on formule des RPQS à partir des tableaux pour l'élaboration des recommandations, on calcule une CSE de manière à déterminer constamment un niveau de concentrations chimiques dans les sédiments qui est dominé par l'ensemble de données « sans effet » (c.-à-d. que des effets biologiques défavorables ne sont que rarement ou jamais observés). En moyenne, 23 % des concentrations inférieures à la CSE seront liées à des effets biologiques défavorables (habituellement moins, mais cela dépend de la distribution des données; voir annexe A). Bruce et Versteeg (1992) ont noté qu'en général, un effet de 20 % sur une population n'aura pas de répercussions, ou n'en aura que très peu, par rapport à la variation naturelle touchant la structure des communautés et des populations. De plus, Norberg-King (1988) a utilisé un niveau d'effet de 25 % comme estimation de la concentration présentant un effet minimal. Ce raisonnement a également été employé dans le calcul d'une concentration seuil produisant un effet pour l'élaboration des critères de qualité pour les sols (CCME 1994). En général, la CSE sera adoptée comme RPQS. Toutefois, dans certains cas, une évaluation de toutes les données pertinentes, y compris le comportement du produit chimique dans les sédiments et l'information toxicologique connue compilées dans les tableaux pour l'élaboration des recommandations, peut indiquer la nécessité d'appliquer un facteur de sécurité à la CSE (par exemple, si la définition narrative de la CSE n'est pas étayée, c'est-à-dire que l'incidence des effets à une concentration inférieure à la CSE est supérieure à 23 %). Dans ces cas, la justification du

facteur de sécurité choisi sera fournie dans le document de recommandation pour chaque produit chimique.

L'APPROCHE DES TTSD

Par contre, la majorité des incertitudes pour lesquelles on a typiquement recours à des facteurs de sécurité (voir liste ci-dessus) ne sont pas prises en considération dans le type de données actuellement produites par les tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD). Toutefois, l'information générée à l'aide de l'approche des TTSD fournit des données dose-réponse précises dans le cas de produits chimiques spécifiques, de même que des données quantitatives sur les facteurs influant sur la toxicité des produits chimiques dans les sédiments. On suppose que les différences touchant la sensibilité des diverses espèces à l'égard des produits chimiques associés aux sédiments sont prises en considération adéquatement par le biais des exigences relatives à l'ensemble minimal de données établies dans le protocole formel, considérant que les amphipodes et autres crustacés sont généralement plus sensibles que les mollusques et les polychètes, et que les organismes appartenant à l'endofaune semblent plus sensibles que les organismes de l'épifaune, les organismes démersaux ou les organismes pélagiques (Swartz 1987). Les exigences relatives aux données permettent de s'assurer que des organismes relativement sensibles vivant dans les sédiments (p. ex., *Rhepoxynius* sp. et *Hyalella* sp.) sont inclus dans le processus d'élaboration des recommandations.

Seules des données limitées sont accessibles à partir des TTSD pour déterminer la marge de sécurité nécessaire pour tenir compte des incertitudes énumérées ci-dessus. On suppose que les incertitudes touchant les différences interspécifiques ainsi que les facteurs influant sur la biodisponibilité des produits chimiques sont prises en considération par l'approche des TTSD elle-même (comme on l'a indiqué antérieurement). Pour illustrer l'établissement des facteurs de sécurité, les résultats des TTSD sur l'amphipode *Rhepoxynius abronius* ont été évalués pour trois produits chimiques différents (cadmium, zinc et fluoranthène). Cette espèce est utilisée de manière très répandue dans les TTSD parce que des protocoles d'essai normalisés ont été élaborés pour cet organisme (ASTM 1990b; Environnement Canada 1992a). Le raisonnement à la base du choix d'un facteur de sécurité qui tient compte des incertitudes énumérées précédemment est décrit ci-dessous pour illustrer comment on peut choisir un facteur de sécurité dans le cadre de l'approche des TTSD.

Il n'existait qu'une seule étude pour évaluer l'influence des différences intraspécifiques (spécifiquement, le stade du cycle vital) sur la toxicité du cadmium dans les sédiments. Robinson et coll. (1988) ont déterminé la CL₅₀-10 jours du cadmium pour des amphipodes adultes et juvéniles. Le rapport de la CL₅₀ pour les adultes sur celle des juvéniles était de 1,4. Par conséquent, un facteur de sécurité de 1,4 peut être choisi pour tenir compte des différences liées à la sensibilité de divers stades de vie des amphipodes.

L'influence de la manifestation mesurée sur la toxicité du cadmium pour les amphipodes a été évaluée par deux études (Swartz et coll. 1985; Mearns et coll. 1986). Les résultats de ces deux tests de 10 jours ont indiqué qu'il y avait peu de différence entre les manifestations de la CL₅₀ et les CE₅₀ pour l'émergence et le réenfouissement. Cette différence était légèrement plus grande d'après les résultats d'essais biologiques de 4 jours. Le rapport le plus élevé de la CE₅₀ sur la CL₅₀ (1,24) a été choisi comme facteur de sécurité approprié pour tenir compte de cette incertitude précise.

Les essais biologiques avec dopage des sédiments disponibles pour le cadmium et le fluoranthène ont été évalués pour déterminer un facteur de sécurité approprié pour convertir une CL₅₀ en CSEO (Swartz et coll. 1985; Kemp et coll. 1986; Mearns et coll. 1986; Robinson et coll. 1988; Swartz et coll. 1990). Dans cette évaluation, les données dose-réponse initiales ont été réévaluées à l'aide de l'analyse des probits de la U.S. EPA. Comme un taux de réaction spontané allant jusqu'à 10 % est considéré acceptable chez les témoins dans le cas des essais biologiques portant sur des amphipodes, les valeurs calculées de CL₅₀ de chacun des essais ont été choisies comme CSEO. Le rapport le plus élevé obtenu en comparant les CL₅₀ aux CL₁₀ a été de 2,3 pour le fluoranthène (Swartz et coll. 1990). Ce rapport peut être choisi comme facteur de sécurité pour convertir les concentrations létales médianes des produits chimiques associés aux sédiments en concentrations sans effet observé.

On disposait de peu de données pour convertir les concentrations létales liées à une exposition aiguë en concentrations létales liées à une exposition chronique. Swartz et coll. (1985) ont effectué des essais biologiques d'accompagnement de 4 et 10 jours avec des amphipodes adultes dans lesquels deux manifestations ont été étudiées. Les résultats de ces essais ont indiqué que le rapport des valeurs de toxicité aiguë sur les valeurs de toxicité chronique à court terme pour le cadmium était de l'ordre de 3,75 (pour le réenfouissement, le rapport était

de 3,2). Un rapport toxicité aiguë/toxicité chronique à court terme de 2,22 a été calculé pour le zinc à partir des résultats d'essais de 3 et 10 jours sur *Rhepoxynius* (Oakden et coll. 1984). Le rapport le plus élevé, 3,75, peut être choisi comme le facteur de sécurité pour convertir les concentrations toxiques aiguës en concentrations toxiques chroniques à court terme.

Comme il existe peu de données concluantes sur la possibilité d'effet synergique ou antagoniste touchant la toxicité de mélanges chimiques spécifiques sur le terrain, la marge de sécurité nécessaire pour tenir compte de cette incertitude est difficile à estimer. Par conséquent, il serait également difficile d'estimer un facteur de sécurité approprié pour tenir compte de cette incertitude.

À l'aide de l'information présentée ci-dessus, deux facteurs de sécurité ont été dérivés à titre d'exemples applicables dans le cadre de l'approche des TTSD. Le facteur de sécurité utilisé pour élaborer une recommandation à partir de la concentration létale médiane obtenue avec un test de toxicité aiguë devrait comprendre tous les facteurs de sécurité individuels (et les incertitudes correspondantes) qui ont été décrits plus haut. Ces facteurs de sécurité individuels sont multipliés ensemble, ce qui donne un facteur de sécurité global de 15,0 (ou sa réciproque, 0,067). Il serait raisonnable de recommander un facteur de sécurité légèrement plus prudent, c'est-à-dire 20 (ou sa réciproque, 0,05), pour utilisation dans l'approche des TTSD, du fait que

l'information sur la toxicité chronique à long terme et sur l'extrapolation pour passer des conditions de laboratoire aux conditions de terrain était manquante. Finalement, le facteur de sécurité utilisé pour formuler une recommandation à partir d'un test de toxicité chronique devrait comprendre tous les facteurs de sécurité individuels (et les incertitudes correspondantes) décrits plus haut, sauf le rapport toxicité aiguë/toxicité chronique à court terme. Ces facteurs de sécurité individuels sont multipliés ensemble, ce qui donne un facteur de sécurité global de 4 (ou sa réciproque, de 0,25). Pour estimer les différences entre les conditions en laboratoire et les conditions de terrain, il serait raisonnable de recommander un facteur de sécurité légèrement plus prudent, c'est-à-dire 5 (ou sa réciproque, 0,2), pour utilisation dans l'approche des TTSD, en raison de la pauvreté des essais biologiques avec dopage des sédiments réalisés sur la toxicité chronique à long terme (c.-à-d., études dépassant 10 jours) et de l'absence d'information.

Les exemples ci-dessus donnent le type de raisonnement requis pour l'établissement de facteurs de sécurité appropriés pour application dans l'approche des TTSD. Comme les facteurs de sécurité proposés sont fondés sur des données limitées portant sur quelques produits chimiques seulement, ils devraient être révisés pour chaque produit chimique au fur et à mesure que de nouvelles données s'ajouteront.

Références

- Adams, W.J., R.A. Kimerle et J.W. Barnett, Jr. 1992. Sediment quality and aquatic life assessment, Environ. Sci. Technol., vol. 26, p. 1865-1875.
- Allan, R.J. 1986. Influence des substances particulaires sur le sort des contaminants dans les écosystèmes aquatiques, Étude n° 142, Série scientifique, Burlington (Ontario), Direction générale des eaux intérieures, Institut national de recherche sur les eaux, 139 p.
- Allan, R.J., et A.J. Ball. 1990. An overview of toxic contaminants in water and sediments of the Great Lakes, Water Pollut. Res. J. Can., vol. 25(4), p. 387-505.
- Ankley, G.T., G.L. Phipps, E.N. Leonard, D.A. Benoit, V.R. Mattson, P.A. Kosian, A.M. Cotter, J.R. Dierkes, D.J. Hansen et J.D. Mahony. 1991. Acid volatile sulphide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments, Environ. Toxicol. Chem., vol. 10, p. 1299-1307.
- Ankley, G.T., V.R. Mattson, E.N. Leonard, C.W. West et J.L. Bennett. 1993. Predicting the acute toxicity of copper in freshwater sediments: evaluation of the role of acid-volatile sulphide, Environ. Toxicol. Chem., vol. 12, p. 315-320.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 1990a. Standard guide for collection, storage, characterization, and manipulation of sediments for toxicological testing, ASTM Designation: E 1391-90, 15 p.
- . 1990b. Standard guide for conducting 10-day static sediment toxicity tests with marine and estuarine amphipods, ASTM Designation: E 1367-90, 24 p.
- . 1990c. Standard guide for conducting sediment toxicity tests with freshwater invertebrates, ASTM Designation: E 1383-90.
- Baudo, R., et H. Muntau. 1990. Lesser known in-place pollutants and diffuse source problems, dans Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants, publié sous la direction de R. Baudo, J. Giesy et H. Muntau, pp. 1-14, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Beak Consultants Ltd. 1987. Development of sediment quality objectives: Phase I — Options, préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Mississauga (Ontario).
- . 1988. Development of sediment quality objectives: Phase II — Guidelines development, préparé pour le ministère de l'Environnement de l'Ontario, Mississauga (Ontario).

- Bricker, S.B., D.A. Wolfe, K.J. Scott, G. Thursby, E.R. Long et A. Robertson. 1993. Sediment toxicity in Long Island Sound embayments, Proc. Long Island Sound Research Conference, October 23–24, 1992, New Haven (Connecticut), Southern Connecticut State University.
- Bruce, R.D., et D.J. Versteeg. 1992. A statistical procedure for modeling continuous toxicity data, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 11, p. 1485-1494.
- Burton, G.A. 1991. Assessing the toxicity of freshwater sediments, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 10, p. 1585-1627.
- . 1992. Plankton, macrophyte, fish, and amphibian toxicity testing of freshwater sediments, dans *Sediment Toxicity Assessment*, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 167-182, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Burton, G.A., et B.L. Stemmer. 1988. Evaluation of surrogate tests in toxicant impact assessments, *Toxic. Assess.*, vol. 3, p. 255-269.
- Burton, G.A., M.K. Nelson et C.G. Ingersoll. 1992. Freshwater benthic toxicity tests, dans *Sediment Toxicity Assessment*, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 213-240, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Carlson, A.R., G.L. Phipps, V.R. Mattson, P.A. Kosian et A.M. Cotter. 1991. The role of acid volatile sulfide in determining cadmium bioavailability and toxicity in freshwater sediments, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 10, p. 1309-1319.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991a. Annexe IX – Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987, préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1991b. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés, rapport CCME EPC-CS34, préparé par le Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Winnipeg (Manitoba), 20 p.
- . 1993. Annexe XV — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : protection des utilisations agricoles (octobre 1993), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, 1987, préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 5, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1994. A protocol for the derivation of ecological effects-based and human health-based soil quality criteria for contaminated sites, Winnipeg (Manitoba), Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés. Second projet.
- CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Chapman, P.M. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 8, p. 589-599.
- Chapman, P.M., et E.R. Long. 1983. The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment, *Mar. Pollut. Bull.*, vol. 14, p. 81-84.
- Chapman, P.M., R.C. Barrick, J.M. Neff et R.C. Swartz. 1987. Four independent approaches to developing sediment quality criteria yield similar values for model contaminants, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 6, p. 723-725.
- Chapman, P.M., E.A. Power, R.N. Dexter et H.B. Andersen. 1991. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 10, p. 407-424.
- Couch, J.A., et J.C. Harshbarger. 1985. Effects of carcinogenic agents on aquatic animals: An environmental and experimental overview, *Environ. Carcinogenesis Rev.*, vol. 3, p. 63-105.
- Dawson, D.A., E.F. Stebler, S.L. Burks et J.A. Bantle. 1988. Evaluation of the developmental toxicity of metal-contaminated sediments using short-term fathead minnow and frog embryo-larval assays, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 7, p. 27-34.
- DeWitt, T.H., G.R. Ditsworth et R.C. Swartz. 1988. Effects of natural sediment features on survival of the phoxocephalid amphipod *Rhepoxynius abronius*, *Mar. Environ. Res.*, vol. 25, p. 99-124.
- Diaz, R.J. 1992. Ecosystem assessment using estuarine and marine benthic community structure, dans *Sediment Toxicity Assessment*, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 67-85, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, M.B. Hicks, S.M. Mayr et M.S. Redmond. 1990. Toxicity of cadmium in sediments: The role of acid volatile sulfide, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 9, p. 1487-1502.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas et P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 10, p. 1541-1583.
- Di Toro, D.M., J.D. Mahony, D.J. Hansen, K.J. Scott, A.R. Carlson et G.T. Ankley. 1992. Acid volatile sulfide predicts the acute toxicity of cadmium and nickel in sediments, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 26, p. 96-101.
- EG&G, Bionomics. 1980. Laboratory evaluation of the toxicity of material to be dredged from Pensacola Harbor and Bay, Pensacola, Florida, Pensacola (Floride), EG&G, Bionomics, Marine Research Laboratory, 104 p.
- Environnement Canada. 1991. Revue et recommandations pour les critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés, Étude n° 197, Série scientifique, Ottawa, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux.
- . 1992a. Méthode d'essai biologique : essai de toxicité aiguë de sédiments chez des amphipodes marins ou estuariens, rapport SPE 1/RM/26, Ottawa, Protection de l'environnement, Conservation et Protection.
- . 1992b. Essai de toxicité sur la bactérie luminescente *Photobacterium phosphoreum*, rapport SPE 1/RM/24, Ottawa, Protection de l'environnement, Conservation et Protection.
- . 1992c. Essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats), rapport SPE 1/RM/27, Ottawa, Protection de l'environnement, Conservation et Protection.
- . 1994a. Document d'orientation sur le prélèvement, la manutention, le transport, le stockage et la manipulation de sédiments en vue de leur caractérisation chimique et d'essais de toxicité, rapport provisoire, Ottawa, Protection de l'environnement, Conservation et Protection.
- . 1994b. Document d'orientation sur la mesure de la précision des essais au moyen de sédiments de contrôle dopés avec un produit toxique de référence, rapport provisoire, Ottawa, Protection de l'environnement, Conservation et Protection.
- E.V.S. Consultants. 1990. Review of sediment monitoring techniques, préparé pour le Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources, C.-B., Acid Mine Drainage Task Force, 87 p.

- Foster, G.D., S.M. Baksi et J.C. Means. 1987. Bioaccumulation of trace organic contaminants from sediments by Baltic clams (*Macoma balthica*) and soft-shell clams (*Mya arenaria*), Environ. Toxicol. Chem., vol. 6, p. 969-976.
- Gouvernement du Canada. 1990. Loi canadienne sur la protection de l'environnement, rapport pour la période se terminant en mars 1990.
- . 1991a. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes : résumé, rapport préparé par Environnement Canada, le ministère des Pêches et des Océans et Santé et Bien-être social Canada, Toronto, Burlington et Ottawa (Ontario), 51 p.
- . 1991b. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes : vol. I — Les concentrations et les tendances des contaminants, Ottawa, Environnement Canada, ministère des Pêches et des Océans et Santé et Bien-être social Canada.
- . 1991c. Les produits chimiques toxiques dans les Grands Lacs et leurs effets connexes : vol. II — Les effets des contaminants, Ottawa, Environnement Canada, ministère des Pêches et des Océans et Santé et Bien-être social Canada.
- Goyette, D., et J. Boyd. 1989. Distribution and environmental impact of selected benthic contaminants in Vancouver Harbour, British Columbia, Vancouver, Protection de l'environnement, Environnement Canada.
- Goyette, D., D. Brand et M. Thomas. 1988. Prevalence of idiopathic liver lesions in English sole and epidermal abnormalities in flatfish from Vancouver Harbour, British Columbia, 1986, Regional Program Report 87-09, Vancouver, Environnement Canada, 48 p.
- Hakanson, L. 1992. Sediment variability, dans Sediment Toxicity Assessment, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 19-35, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Ingersoll, C. 1991. Sediment toxicity and bioaccumulation testing: E47.03 develops standard guides for evaluating the toxicity and bioaccumulation of contaminants in sediment to aquatic organisms, Standardization News, vol. 19(4), p. 28-33.
- Kemp, P.F., R.C. Swartz et J.O. Lamberson. 1986. Response of the phoxocephalid amphipod, *Rhepoxynius abronius*, to a small oil spill in Yaquina Bay, Oregon, Estuaries, vol. 9(4B), p. 340-347.
- Klaplow, L.A., et R.H. Lewis. 1979. Analysis of toxicity data for California marine water quality standards, J. Water Pollut. Control Fed., vol. 51, p. 2051-2070.
- Knezovich, J.P., F.L. Harrison et R.G. Wilhelm. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: A review, Water Air Soil Pollut., vol. 32, p. 233-245.
- Kosalwat, P., et A.W. Knight. 1987. Chronic toxicity of copper to a partial life cycle of the midge, *Chironomus decorus*, Arch. Environ. Contam. Toxicol., vol. 16, p. 283-290.
- Lamberson, J.O., et R.C. Swartz. 1992. Spiked-sediment toxicity test approach, dans Sediment Classification Compendium, EPA 823-R-92-006, Washington (D.C.), U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.
- Lamberson, J.O., T.H. DeWitt et R.C. Swartz. 1992. Dans Sediment Toxicity Assessment, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 183-211, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Landrum, P.F., et J.A. Robbins. 1990. Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates, dans Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants, publié sous la direction de R. Baudo, J.P. Giesy, et H. Muntau, pp. 237-263, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- La Point, T.W., et J.F. Fairchild. 1992. Evaluation of sediment contaminant toxicity: The use of freshwater community structure, dans Sediment Toxicity Assessment, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 87-110, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Larsson, P. 1985. Contaminated sediments of lakes and oceans act as sources of chlorinated hydrocarbons for release to water and atmosphere, Nature, vol. 317, p. 347-349.
- LCPE (Loi canadienne sur la protection de l'environnement), L.R.C. (1985), ch. 16 (4^e suppl.).
- Lee, H. 1992. Models, muddles, and mud: Predicting bioaccumulation of sediment-associated pollutants dans Sediment Toxicity Assessment, publié sous la direction de G.A. Burton, pp. 267-293, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Lee, H., B.L. Boese, J. Pelletier, M. Windsor, D.T. Specht et R.C. Randall. 1989. Guidance manual: Bedded sediment bioaccumulation tests, EPA/600/X-90/302, Newport (Oregon), Environmental Protection Agency, 232 p.
- Long, E.R. 1992. Ranges in chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects, Mar. Pollut. Bull., vol. 24(1), p. 38-45.
- Long, E.R., et D.D. MacDonald. 1992. National Status and Trends Program approach, dans Sediment Classification Methods Compendium, EPA 823-R-92-006, Washington (D.C.), U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water.
- 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 Tech. Memo. NOS OMA 52, 175 p. + app.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith et F.D. Calder. 1994. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, Environ. Manage. Sous presse.
- Lorenzato, S.G., A.J. Gunther et J.M. O'Connor. 1991. Summary of a workshop concerning sediment quality assessment and development of sediment quality objectives, Sacramento (Californie), California State Water Resources Control Board, 32 p.
- Loring, D.H. 1990. Lithium — A new approach for the granulometric normalization of trace metal data, Mar. Chem., vol. 29, p. 155-168.
- . 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments, ICES J. Mar. Sci., vol. 48, p. 101-115.
- Loring, D.H., et R.T.T. Rantala. 1992. Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter, Earth-Sci. Rev., vol. 32, p. 235.
- MacDonald, D.D. 1989. Development, implementation and use of site-specific water quality objectives: A conceptual model, Proc. CCREM Workshop on the Development and Use of Water Quality Objectives, Ottawa, Environnement Canada.
- . 1993. Development of an approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters, préparé pour le Department of Environmental Protection de la Floride, Ladysmith (C.-B.), MacDonald Environmental Sciences, Ltd., vol. 1, 128 p.; vol. 2, 117 p.
- . 1994. Approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters, préparé pour le Department of Environmental Protection de la Floride, Ladysmith (C.-B.), MacDonald Environmental Sciences, Ltd., vol. 1, 123 p.
- MacDonald, D.D., W.T. Willingham, L.P. Parrish, G.J. Rodriguez, J.M. Lazorchak et J.W. Love. 1989. Using *in situ* bioassays as a basis for the development of water quality guidelines: A case study of the Arkansas River, Proc. CCREM Workshop on the Development and Use of Water Quality Objectives, Ottawa, Environnement Canada.
- 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. + annexes.

- Mah, F.T.S., D.D. MacDonald, S.W. Sheehan, T.N. Tuominen et D. Valiela. 1989. Dioxins and furans in sediments and fish from the vicinity of ten inland pulp mills in British Columbia, Vancouver, Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, 77 p.
- Malins, D.C., B.B. McCain, D.W. Brown, S.L. Chan, M.S. Myers, J.T. Landahl, P.G. Prohaska, A.J. Friedman, L.D. Rhodes, D.G. Burrows, W.D. Gronlund et H.O. Hodgkins. 1984. Chemical pollutants in sediments and diseases of bottom-dwelling fish in Puget Sound, Washington, Environ. Sci. Technol., vol. 18, p.705-713.
- Malins, D.C., M.M. Krahn, M.S. Myers, L.D. Rhodes, D.W. Brown, C.A. Krone, B.B. McCain et S.L. Chan. 1985. Toxic chemicals in sediments and biota from a creosote-polluted harbour: Relationships with hepatic neoplasms and other hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*), Carcinogenesis, vol. 6(10), p. 1463-1469.
- McGee, B.L., C.E. Schlekot et E. Reinharz. 1993. Assessing sublethal levels of sediment contamination using the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*, Environ. Toxicol. Chem., vol. 12, p. 577-587.
- McGreer, E.R. 1982. Factors affecting the distribution of the bivalve, *Macoma balthica* (L.) on a mudflat receiving sewage effluent, Fraser River Estuary, British Columbia, Mar. Environ. Res., vol. 7, p. 131-149.
- Mearns, A.J., R.C. Swartz, J.M. Cummins, P.A. Dinnel, P. Plesha et P.M. Chapman. 1986. Inter-laboratory comparison of a sediment toxicity test using the marine amphipod *Rhepoxynius abronius*, Mar. Environ. Res., vol. 19, p. 13-37.
- Mosello, R., et A. Calderoni. 1990. Pollution and recovery of Lake Orta (northern Italy), dans Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Pollutants, publié sous la direction de R. Baudo, J. Geisy et H. Muntau, Boca Raton (Floride), Lewis Publishers, Inc.
- Mudroch, A., et S.D. MacKnight, dir. 1991. CRC Handbook of Techniques for Aquatic Sediment Sampling, Boca Raton, (Floride), CRC Press.
- Nebeker, A.V., G.S. Schuytema, W.L. Griffis, J.A. Barbitta et L.A. Carey. 1989. Effect of sediment organic carbon on survival of *Hyaella azteca* exposed to DDT and endrin, Environ. Toxicol. Chem., vol. 8, p. 705-718.
- Norberg-King, T.J. 1988. An interpolation estimate for chronic toxicity: The IC_p approach, National Effluent Toxicity Assessment Center Tech. Rep. 05-88, Duluth (Minnesota), U.S. Environmental Protection Agency.
- Oakden, J.M., J.S. Oliver et A.R. Flegal. 1984. EDTA chelation and zinc antagonism with cadmium in sediment: Effects on the behaviour and mortality of two infaunal amphipods, Mar. Biol., vol. 84, p. 125-130.
- Ott, F.S. 1986. Amphipod sediment bioassays: Effects on response of methodology, grain size, organic content, and cadmium. Thèse de doctorat, chap. 5, p. 81-135, Université de Washington (Seattle). Cité dans Long et Morgan 1990.
- Pastorok, R.A., et D.S. Becker. 1990. Comparative sensitivity of sediment toxicity bioassays at three Superfund sites in Puget Sound, Aquatic Toxicology and Risk Assessment: 13th vol., ASTM STP 1096, publié sous la direction de W.G. Landis et W.H. van der Schalie, pp. 123-139, American Society for Testing and Materials.
- Payne, J.F., J. Kiceniuk, L.L. Fancy, U. Williams, G.L. Fletcher, A. Rahimtula et B. Fowler. 1988. What is a safe level of PAHs for fish: Subchronic toxicity study on winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*), Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 45, p. 1983-1993.
- Persaud, D., R. Jaagumagi et A. Hayton. 1992. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario, Toronto, Direction des ressources en eau, ministère de l'Environnement de l'Ontario, 26 p.
- Phipps, G.L., G.T. Ankley, D.A. Benoit et V.R. Mattson. 1993. Use of the aquatic oligochaete *Lumbriculus variegatus* for assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants, Environ. Toxicol. Chem., vol. 12, p. 269-279.
- Reynoldson, T.B., et M.A. Zarull. 1993. An approach to the development of biological sediment guidelines, dans Ecological Integrity and the Management of Ecosystems, publié sous la direction de S. Woodley, J. Kay et G. Francis, pp. 177-200, Delray Beach (Floride), St. Lucie Press.
- Robinson, A.M., J.O. Lamberson, F.A. Cole et R.C. Swartz. 1988. Effects of culture of conditions on the sensitivity of a phoxocephalid amphipod, *Rhepoxynius abronius*, to cadmium in sediment, Environ. Toxicol. Chem., vol. 7, p. 953-959.
- Salomons, W., N.M. de Rooij, H. Kerdijk et J. Bril. 1987. Sediments as a source for contaminants, Hydrobiologia, vol. 149, p. 13-30.
- Santé et Bien-être social Canada. 1990. Facteurs de sécurité biologiques et évaluation du risque toxicologique, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé.
- . 1993. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 5^e éd., préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail.
- Schiewe, M.H., E.G. Hawk, D.I. Actor et M.M. Krahn. 1985. Use of a bacterial bioluminescence assay to assess toxicity of contaminated marine sediments, Can. J. Fish. Aquat. Sci., vol. 42, p. 1244-1248.
- Schropp, S.J., et H.L. Windom. 1988. A guide to interpretation of metal concentrations in estuarine sediments, Tallahassee (Floride), Coastal Zone Management Section, Florida Department of Environmental Regulation, 44 p. + app.
- Schropp, S.J., F.D. Calder, L.C. Burney et H.L. Windom. 1989. A practical approach for assessing metals contamination in coastal sediments — An example from Tampa Bay, dans Proc. Sixth Symposium on Coastal and Ocean Management, July 11-14, 1989, Charleston (Caroline du Sud), American Society of Civil Engineers.
- Schropp, S.J., F.G. Lewis, H.L. Windom, J.D. Ryan, F.D. Calder et L.C. Burney. 1990. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element, Estuaries, vol. 13(3), p. 227-235.
- Sediment Criteria Subcommittee. 1989. Review of the apparent effects threshold approach to setting sediment criteria: Report of the Science Advisory Board, Washington (D.C.), U.S. Environmental Protection Agency, 18 p.
- Sokal, R.R., et F.J. Rohlf. 1981. Biometry, 2^e éd., San Francisco (Californie), W.H. Freeman, 859 p.
- Sullivan, J., et A. Bixby. 1989. A citizen's guide: Cleaning up contaminated sediment, Ann Arbor (Michigan), Lake Michigan Federation, 32 p.
- Swain, L.G., et R.A. Nijman. 1991. An approach to the development of sediment quality objectives for Burrard Inlet, Proc. 17th Annual Aquatic Toxicity Workshop: November 5-7, 1990, Vancouver, BC., vol. 2, publié sous la direction de P. Chapman, F. Bishay, E. Power, K. Hall, L. Harding, D. McLeay, M. Nassichuk et W. Knapp, Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1774, vol. 2, 12 p.
- Swartz, R.C. 1987. Toxicological methods for determining the effects of contaminated sediments on marine organisms, dans Fate and Effects of Sediment-Bound Chemicals in Aquatic Systems, publié sous la direction de K.L. Dickson, A.W. Maki et W.A. Brungs, Elmsford (New York), Pergamon Press.
- Swartz, R.C., G.R. Ditsworth, D.W. Schults et J.O. Lamberson. 1985. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: Cadmium and its interaction with sewage sludge, Mar. Environ. Res., vol. 18, p. 133-153.

- Swartz, R.C., D.W. Schults, T.H. DeWitt, G.R. Ditsworth et J.O. Lamberson. 1990. Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: A test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 9, p. 1071-1080.
- Thomas, J.M., J.R. Skalski, J.F. Cline, M.C. McShane, J.C. Simpson, W.E. Miller, S.A. Peterson, C.A. Callahan et J.C. Greene. 1986. Characterization of chemical waste site contamination and determination of its extent using bioassays, *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 5, p. 487-501.
- Trudel, L. 1991. Dioxins and furans in bottom sediments near the 47 Canadian pulp and paper mills using chlorine bleaching, Ottawa, Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, 197 p. + app.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses, Washington (D.C.), USEPA, Office of Research and Development.
- . 1986. Water quality criteria: A report of the Committee on Water Quality Criteria, Washington (D.C.), National Academy of Sciences, USEPA.
- . 1991. Pre-draft guidance on the application of sediment quality criteria for the protection of aquatic life: Draft consultant report, Washington (D.C.), USEPA.
- . 1992. Review of sediment criteria development methodology for non-ionic organic contaminants, préparé par le Sediment Quality Subcommittee du Ecological Processes and Effects Committee, EPA-SAB-EPEC-93-002, Washington (D.C.), USEPA, Science Advisory Board, 12 p.
- U.S.EPA et ACE (U.S. Environmental Protection Agency and Department of the Army, Army Corps of Engineers). 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal, EPA-503/8-91/001, Washington (D.C.), USEPA, Office of Water.
- Waldichuk, M. 1988. The nature and extent of marine contamination caused by land-based sources in Canada, dans *Canadian Conference on Marine Environmental Quality: Proceedings*, 29 February – 3 March 1988, Halifax, NS, publié sous la direction de P.G. Wells et J. Gratwick, pp. 75-136, The International Institute for Transportation and Ocean Policy Studies, Halifax (Nouvelle-Écosse).
- Wells, P.G., et S.J. Rolston. 1991. Health of our oceans : A status report on Canadian marine environmental quality, Ottawa, et Dartmouth (Nouvelle-Écosse), Conservation et Protection, Environnement Canada, 166 p.
- Word, J.Q., et A.J. Mearns. 1979. 60-metre control survey off southern California, TM 229, El Segundo (Californie), Southern California Coastal Water Research Project, pp. 27-31. Cité dans Long et Morgan 1990.

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. [Repris dans les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : cmecdocs@chc.gov.mb.ca