



# Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF)

Cadre d'évaluation et de gestion  
des sites aquatiques contaminés,  
conformément au PASCF

**Version 2.0**  
**Juin 2019**

## **BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA – CATALOGAGE AVANT PUBLICATION**

Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF)

Publié aussi en anglais sous le titre :  
Framework for Addressing and Managing Aquatic Contaminated Sites under the Federal Contaminated Sites Action Plan

ISBN : 978-0-660-37012-5

No de cat. : En14-431/2021F-PDF

### **AVERTISSEMENT**

Sa Majesté n'est pas responsable de l'exactitude et de l'intégralité des renseignements contenus dans le matériel reproduit. Sa Majesté doit en tout temps être indemnisée et tenue exempte du paiement de toute réclamation qui découle de la négligence ou d'un autre manquement dans l'utilisation des renseignements contenus dans cette publication ou dans ce produit.

Les renseignements présentés dans le présent document ne constituent en aucune façon un avis ayant valeur juridique; le fait d'appliquer les présentes directives n'assure pas automatiquement la conformité aux exigences réglementaires du gouvernement fédéral et des gouvernements provinciaux et autres. En cas de divergence entre les présents renseignements et toute loi fédérale, tout particulièrement la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999), la *Loi sur les pêches* ou les règlements pris en vertu de ces lois, les lois du Parlement et leurs règlements connexes ont préséance. Nonobstant toute autre exigence réglementaire ou d'obtention de permis, il faut savoir que tout dépôt, émission ou rejet associé à vos activités ou à vos opérations doit être conforme à toutes les lois et à tous les règlements fédéraux applicables.

### **DROITS D'AUTEUR**

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit, en tout ou en partie et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On vous demande seulement:

- De faire preuve de diligence afin d'assurer l'exactitude du matériel reproduit;
- D'indiquer le titre complet du matériel reproduit et de l'organisation d'origine;
- D'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en affiliation avec le gouvernement du Canada ni avec son aval.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites sans l'autorisation écrite de l'administrateur du droit d'auteur du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à l'adresse [droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca](mailto:droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca).

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par les ministres des Pêches et des Océans, de l'Environnement et de la Santé du Canada, 2021

Also available in English.

Référence bibliographique suggérée :

(PASCFC) Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2017. Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCFC). Pêches et Océans Canada, Ottawa (Ontario), Canada.

(FCSAP) Federal Contaminated Sites Action Plan. 2017. Framework for Addressing and Managing Aquatic Sites under the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP). Fisheries and Oceans Canada, Ottawa (ON), Canada.

**Tableau 1 Suivi des modifications apportées au document**

<b>Numéro de révision</b>	<b>Date de publication</b>	<b>Auteur(s)</b>	<b>Courte description de la modification</b>
2.0		Groupe de travail sur les sites aquatiques, sous-comité du Groupe de travail interministériel sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC)	<ul style="list-style-type: none"><li>• Mise en forme et grammaire corrigées; information condensée</li><li>• Références mises à jour</li><li>• Définitions et terminologie mises à jour pour s'aligner sur le CCME</li><li>• Ajout de la note de bas de page relative à la biomagnification au tableau 1</li><li>• Harmonisation améliorée avec le cadre décisionnel du PASCFC, y</li></ul>

			compris l'utilisation d'organigrammes.
--	--	--	--

## Table des matières

Résumé.....	1
Liste des abréviations .....	2
Glossaire des termes utilisés dans le présent cadre .....	4
1.0 Introduction .....	12
1.1 Contexte.....	12
1.2 Objet.....	13
1.3 Auditoire cible.....	14
2.0 Approche d'évaluation des sites aquatiques contaminés.....	14
2.1 Aperçu.....	14
2.2 Collecte de l'information .....	17
2.2.1 Étape 1 : Détermination des sites aquatiques suspects.....	18
2.2.2 Étape 2 : Examen historique .....	19
2.3 Examen préalable du risque .....	23
2.3.1 Étape 3 : Programme d'essais initiaux .....	24
2.3.2 Étape 4 : Classification initiale du site .....	28
2.4 Évaluation détaillée du risque (ÉD).....	29
2.4.1 Étape 5 : Programme d'essais détaillés .....	30
2.4.2 Étape 6 : Reclassification du site.....	34
2.5 L'assainissement/gestion du risque .....	35
2.5.1 Étape 7 : Élaborer une stratégie de l'assainissement/gestion du risque .....	37
2.5.2 Étape 8 : Mise en œuvre de la stratégie de l'assainissement/gestion du risque .....	45
2.6 Suivi de la gestion du risque et de l'assainissement/gestion du risque .....	49
2.6.1 Étape 9 : Échantillonnage de confirmation .....	49
2.6.2 Étape 10 : Suivi à long terme (s'il y a lieu).....	50
3.0 Références.....	52

## TABLEAUX

Tableau 1 : Comparaisons et décisions.....	27
Tableau 2 : EP – Comparaisons et décisions.....	32
Tableau 3 : Mesures de gestion possibles pour les sites aquatiques contaminés : pertinence, exigences et répercussions.....	44

## FIGURES

Figure 1 : Étapes de l'évaluation et de la gestion des sites aquatiques contaminés .....	18
Figure 2 : Étapes 1 et 2 de l'évaluation et de la gestion des sites aquatiques contaminés .....	20
Figure 3 : Exemple graphique d'un modèle conceptuel de site montrant la bioaccumulation des contaminants des sédiments dans une chaîne alimentaire aquatique en eau douce.....	22
Figure 4 : Exemple schématique simplifié de modèle conceptuel de site montrant la bioamplification du méthylmercure ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) à partir des sédiments tout au long de la chaîne alimentaire aquatique jusqu'aux poissons, aux oiseaux et aux humains .....	23
Figure 5 : Examen préalable du risque : étapes 3 et 4 pour l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés .....	26
Figure 6 : ÉD – étapes 5 et 6 pour l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés..	32
Figure 7 : Approche séquentielle de l'évaluation du risque (étapes 1 à 6).....	37
Figure 8 : Stratégie de gestion du risque (étapes 7-8), échantillonnage de confirmation (étape 9), et suivi à long terme (étape 10) pour l'évaluation et la gestion de sites aquatiques contaminés.....	39
Figure 9 : Étapes de l'élaboration d'une stratégie de gestion du risque comprenant l'assainissement (étapes 7 et 8).....	42
Figure 10 : Mesures de gestion possibles pour les sites aquatiques contaminés après limitation des sources : coûts relatifs et réduction immédiate relative du risque propre au sites.....	43

## ANNEXES

Annexe A – Références en ligne utiles pour les étapes du Cadre .....	58
Annexe B – Objectifs de qualité des données (OQD).....	60
Annexe C - Modèle conceptuel du site (MCS).....	61
Annexe D – Hypothèses de risque .....	62
Annexe E – Matrice décisionnelle .....	64

## Résumé

Le présent document décrit un cadre commun, axé sur le risque, pour la gestion adaptative des sites aquatiques contaminés dont le gouvernement fédéral a la garde. Développé par le Groupe de travail sur les sites aquatiques, sous-comité du Groupe de travail interministériel sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC), ce cadre se fonde sur le processus en dix étapes du GTGLC (1999) s'appliquant aux lieux contaminés terrestres (*Approche fédérale en matière de lieux contaminés* et *Cadre décisionnel du PASCF*). Le Cadre décisionnel du PASCF fournit une feuille de route qui décrit les approches spécifiques et les principaux points de décision en vue de l'assainissement efficace des sites contaminés fédéraux au Canada.

Le cadre est itératif et séquentiel sur le plan aussi bien de sa portée que des points de prise de décision (ces derniers comprennent des questions fermées dichotomiques oui/non).

Le cadre décrit ici est également un processus en dix étapes, commençant par une collecte d'informations (étapes 1 et 2) au cours de laquelle est dressée une liste des sites aquatiques suspects en vue d'une évaluation approfondie. Les sites aquatiques non soupçonnés d'être contaminés ne sont pas pris en considération par la suite. Les étapes 3 et 4 consistent à réaliser un examen préalable (EP) afin de classer les sites aquatiques dans les catégories suivantes :

- sites nécessitant l'assainissement/gestion des risques;
- sites nécessitant une évaluation supplémentaire;
- ou sites exclus de toute étude ultérieure.

Les étapes 5 et 6 consistent à effectuer une évaluation détaillée (ÉD) pour les sites nécessitant une évaluation supplémentaire, qui sont ensuite classés par ordre de priorité soit pour faire l'objet de mesures d'assainissement/gestion des risques (A/GR), soit pour être exclus de toute étude ultérieure. Les stratégies d'A/GR sont élaborées et mises en œuvre pour les sites aquatiques contaminés classés par ordre de priorité lors des étapes 7 et 8. L'échantillonnage de confirmation et le suivi à long terme sont réalisés lors des étapes 9 et 10 pour vérifier que les objectifs d'A/GR ont été atteints.

Les sites aquatiques soumis au processus peuvent être exclus de toute étude ultérieure à plusieurs points de décision ou être classés par ordre de priorité en vue de mesure de gestion. Les sites aquatiques contaminés pour lesquels une ou des mesures d'A/GR s'avèrent nécessaires sont maintenus dans le processus jusqu'à l'élimination réussie du risque et la confirmation de cette élimination. Une gestion du risque ou un assainissement réussi est défini comme une situation où les risques résiduels pour la santé humaine et l'environnement sont négligeables.

## Liste des abréviations

**ACO** - *Cadre décisionnel relatif à l'Accord Canada-Ontario* (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario 2008, ACO)

**A/GR** - Assainissement/gestion des risques

**AQ/CQ** - Assurance de la qualité/contrôle de la qualité

**CALA** - Canadian Association for Laboratory Accreditation

**CCME** - Conseil canadien des ministres de l'Environnement

**CD** - Cadre décisionnel

**CEP** - Concentration produisant un effet probable

**CP** - Contaminant préoccupant

**CPP** - Contaminant potentiellement préoccupant

**CSE** - Concentration seuil produisant un effet – équivalant aux RPQS du CCME (CSE)

**ECCC** - Environnement et Changement climatique Canada

**ÉDR** - Évaluation détaillée du risque

**ÉE** - Évaluation environnementale

**EP** - Examen préalable

**ÉRE** - Évaluation du risque écologique

**ÉRSH** - Évaluation du risque pour la santé humaine

**FABS** - Facteur d'accumulation biote-sédiment

**GTSA** - Groupe de travail sur les sites aquatiques

**GTGLC** - Groupe de travail interministériel sur la gestion des lieux contaminés

**ISCF** - Inventaire des sites contaminés fédéraux

**LCEE (2012)** - *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (2012)*

**LCPE** - *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*

**LEP** - *Loi sur les espèces en péril*

**LPNA** - Liquides en phase non aqueuse

**MCS** - Modèle conceptuel du site

**MDC** - Mise en dépôt contrôlé

**MJP** – Meilleur jugement professionnel

**MPO** - Pêches et Océans Canada

**OQD** - Objectifs de qualité des données

**OQS** – Objectifs de qualité des sédiments

**PA/PGR** - Plan d'assainissement/Plan de gestion des risques

**PASCF** - Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux

**PÉA** - Plan d'échantillonnage et d'analyse

**PGE** - Plan de gestion de l'environnement

**PP** – Poids de la preuve

**PPE** - Plan de protection de l'environnement

**RP** - Récepteur préoccupant

**RPP** - Récepteur potentiellement préoccupant

**RQS** – Recommandations pour la qualité des sédiments

**RPQS** - Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments

**RNS** - Rétablissement naturel surveillé

**SC** - Santé Canada

**SDP** - Source de données probantes

**SPAC** - Services publics et Approvisionnement Canada

**VTR** - Valeur toxicologique de référence

## Glossaire des termes utilisés dans le présent cadre

**Agent de stress** - Tout facteur physique, chimique ou biologique qui impose des contraintes à la productivité des organismes et au développement des écosystèmes.

**Assainissement** - Suppression, destruction ou confinement de la pollution ou de contaminants de milieux comme le sol, l'eau souterraine, les sédiments ou l'eau de surface, afin d'assurer la protection générale de la santé humaine et l'environnement.

**Atténuation** - Mesures prises pour atténuer les effets négatifs possibles ou réels sur les humains ou l'environnement.

**Autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches*** - Autorisation accordée par Pêches et Océans Canada en vertu de l'alinéa 35(2)b) de la *Loi sur les pêches*. Cette autorisation permet d'exploiter un ouvrage ou une entreprise ou d'exercer une activité entraînant des dommages sérieux à tout poisson visé par une pêche commerciale, récréative ou autochtone, ou dont dépend une telle pêche.

**Benthos** - Ensemble des organismes (végétaux et animaux) qui vivent dans ou sur les sédiments des milieux aquatiques.

**Bioaccumulation** - Processus par lequel les substances s'accumulent dans les tissus des organismes vivants. La bioaccumulation se produit lorsque la concentration d'un contaminant préoccupant dans un organisme est plus élevée que la concentration dans le milieu environnant. La plupart des substances se bioaccumulent dans une certaine mesure, tandis que peu d'entre elles se bioamplifient (document d'orientation sur l'ÉRE du PASCF, 2012).

**Bioamplification** - Phénomène observé à la suite d'une bioaccumulation qui entraîne une augmentation des concentrations dans les tissus lors de la transmission des produits chimiques dans la chaîne alimentaire (c.-à-d. deux niveaux trophiques ou plus) (module 1 de l'ÉRE du PASCF, 2010).

**Biodisponibilité** - Fraction de la quantité totale d'un produit chimique présente dans le milieu environnant qui peut être absorbée par des organismes (US National Research Council, 2003). Le milieu peut inclure l'eau de surface, l'eau interstitielle, les sédiments du sol, les particules en suspension et les aliments.

**Bioessai** - Test faisant appel à un organisme vivant (ou à une partie d'organisme) pour mesurer ou évaluer la présence ou les effets biologiques d'une ou de plusieurs substances dans des conditions données. Un bioessai sert à mesurer la réponse (p. ex. taux de croissance ou mortalité) induite par l'exposition à une variable physique, chimique ou biologique (test de toxicité) ou par l'absorption d'un produit chimique par un organisme (test de bioaccumulation).

**Concentration** - Quantité de substance (p. ex. un produit chimique) dans un milieu naturel donné par unité de masse (mg/kg) ou par volume (mg/L) du milieu en question.

**Concentration ambiante de fond** - Concentrations représentatives de substances chimiques dans l'environnement reflétant la présence de sources naturelles et anthropiques régionales (non liées au site).

**Concentration produisant un effet probable**- Concentration au-delà de laquelle des effets nocifs sur le biote sont fréquemment observés.

**Concentration seuil produisant un effet**- Concentration en deçà de laquelle des effets biologiques nocifs sont rarement observés.

**Contaminant** - Toute substance physique, chimique, biologique ou radioactive présente dans l'air, le sol, les sédiments ou l'eau, dont la concentration dépasse la concentration recommandée et/ou de fond ou qui n'existe pas à l'état naturel dans l'environnement.

**Contaminant préoccupant**- Contaminant d'un site ayant des effets nocifs sur un récepteur biologique humain ou non.

**Contaminant potentiellement préoccupant**- Contaminant d'un site susceptible d'avoir des effets nocifs sur un récepteur biologique humain ou non.

**Danger** - La possibilité d'un effet nocif, par exemple la mesure du potentiel toxique d'une substance.

**Eau de surface** - Eau en contact direct avec l'atmosphère (p. ex. rivière, fleuve, ruisseau ou lac, terres humides, estuaires, cours d'eau artificiels tels que des canaux).

**Eau souterraine** - Eau se trouvant sous la nappe phréatique dans des formations géologiques dites « zone de saturation ».

**Effet nocif (sur un organisme)** - Effet indésirable ou nuisible sur un organisme, révélé par certains résultats comme la mortalité, une croissance réduite, une baisse de fécondité, des changements de comportement ou des écarts pathologiques visibles.

**Énoncé du problème** - Première étape de l'ÉRE qui clarifie la nature des problèmes associés à la contamination d'un site et la procédure à suivre pour régler ces problèmes.

**Évaluation à échelons** - Processus itératif au cours duquel l'évaluation initiale est la plus simple (p. ex. données minimales propres au site) et la plus prudente et, de ce fait, n'apportera pas toujours une certitude suffisante pour la prise de décision. L'évaluation initiale servira à déterminer trois possibilités : 1) le risque est peu probable; 2) un risque potentiel existe; 3) la situation est trop incertaine pour qu'on puisse déterminer le risque sans une analyse plus poussée. Toutefois, pour la possibilité 3, qui englobera généralement plus de cas que les possibilités 1 et 2, il faudra approfondir l'évaluation (c.-à-d. passer à l'échelon suivant). Les échelons successifs supposent des examens plus ciblés (p. ex. propres au site), éclairés par et fondés sur les résultats de l'échelon précédent. Au premier échelon, les besoins de données sont relativement limités, mais ils augmentent à chacun des échelons; toutefois, l'incertitude diminue au fur et à mesure des échelons. Le poids de la preuve détermine habituellement l'échelon auquel l'incertitude aura diminué suffisamment pour qu'il soit possible de prendre une décision de gestion éclairée.

**Évaluation du risque** - Examen scientifique de la probabilité pour les contaminants d'avoir des effets nocifs sur les humains ou l'environnement.

**Évaluation du risque écologique** - Processus de définition et de mesure des risques pour le biote non humain, c.-à-d. l'existence ou la probabilité d'apparition d'effets écologiques nocifs par suite de l'exposition à un ou plusieurs agents de stress. Selon cette définition, un risque existe seulement si : 1) l'agent de stress possède une capacité inhérente de causer des effets nocifs et 2) il se trouve en présence de la composante écologique ou est en contact avec elle pendant une durée et à une intensité suffisantes pour susciter le ou les effets nocifs définis.

**Évaluation du risque pour la santé humaine** - Processus de définition et de mesure des risques pour la santé humaine, évaluant l'existence ou la probabilité d'apparition d'effets nocifs pour la santé par suite de l'exposition à un ou plusieurs facteurs de stress. Il est reconnu qu'un risque existe seulement si : 1) l'agent de stress possède une capacité inhérente de causer des effets nocifs et 2) il est en présence d'un ou plusieurs humains, ou en contact avec eux pendant une durée et à une intensité suffisantes pour susciter le ou les effets nocifs définis.

**Examen préalable** - Analyse visant à déterminer si d'autres mesures (p. ex., une analyse détaillée ou un assainissement) sont justifiées.

**Exposition** - Contact entre un contaminant et un récepteur biologique (p. ex. un individu ou une population). Même la substance la plus toxique ne pose pas de risque s'il n'y a pas de voie d'exposition.

**Facteur d'accumulation biote-sédiment-** Paramètre décrivant la bioaccumulation des produits chimiques des sédiments dans les tissus de récepteurs environnementaux.

**Facteur de bioaccumulation** - Quotient obtenu en divisant la concentration d'une substance dans un organisme (ou des tissus particuliers) par sa concentration dans un milieu d'exposition donné, par exemple, l'air, la nourriture, les sédiments, le sol, l'eau (American Society for Testing and Materials, 2011).

**Gestion adaptative** - Processus systématique et planifié d'amélioration continue des pratiques de gestion environnementale par l'apprentissage de leurs résultats. La gestion adaptative comprend un processus décisionnel itératif (évaluation des résultats et correction en fonction des connaissances acquises) et met l'accent sur l'amélioration continue afin d'optimiser la prise de décisions.

**Gestion du risque** - Sélection et mise en œuvre d'une stratégie pour contrôler le risque. La gestion des risques peut inclure des stratégies qui réduisent la probabilité, l'intensité, la fréquence ou la durée de l'exposition à la contamination.

**Habitat du poisson** - Frayères et autres zones, y compris les aires d'alevinage, de croissance et d'alimentation et les routes migratoires dont dépend, directement ou indirectement, la survie des poissons (paragraphe 2(1) de la [Loi sur les pêches](#)).

**Hypothèses de risque** - Postulats précis à propos du risque pour les paramètres d'évaluation; les hypothèses de risque peuvent être fondées sur la théorie et la logique, des

données empiriques, des modèles mathématiques ou des modèles de probabilité (annexe D).

**Invertébré** - Animal ne possédant ni colonne vertébrale ni notocorde.

**Lettre d'avis** - Lettre envoyée lorsque Pêches et Océans Canada (MPO) détermine qu'une proposition de projet présente un faible risque de répercussions sur le poisson et son habitat. La lettre fournit des conseils sur la façon dont les répercussions potentielles sur le poisson et son habitat peuvent être réduites à un niveau acceptable afin qu'il ne soit pas nécessaire de demander une autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches* pour l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité proposé.

**Meilleur jugement professionnel** – Exercice rigoureux du jugement critique dans le cadre de fonctions professionnelles, selon lequel une réflexion expérientielle, approfondie, autocritique et déterminée est appliquée à des connaissances, à un contexte, à des éléments de preuve, à des méthodes, à des conceptualisations et à des critères. Pour le praticien, le meilleur jugement professionnel (MJP) est une façon d'intégrer une gamme variée de renseignements sans avoir recours à un processus mécanique de traitement de l'information.

**Mesures de contrôle institutionnelles** - Instruments non techniques, tels que des mesures administratives ou législatives qui contribuent à réduire la possibilité d'exposition à la contamination et/ou protègent l'intégrité d'une mesure d'assainissement. Ces mesures jouent un rôle important dans les assainissements de site parce qu'elles réduisent l'exposition à la contamination en limitant l'utilisation d'un site ou d'une ressource aquatique et qu'elles guident les comportements humains sur le site concerné. Par exemple, des restrictions de zonage peuvent empêcher certaines utilisations de sites aquatiques, comme la construction d'un quai, qui pourraient nuire à l'intégrité d'une couverture de confinement artificielle.

**Migration** - Mouvement des substances ou du biote.

**Milieux** - Composants fondamentaux de l'environnement, notamment l'air, l'eau, les sédiments, le sol et le biote.

**Modèle conceptuel du site**- Représentation schématique d'un site et de son environnement qui illustre ce que l'on sait ou ce que l'on soupçonne au sujet des sources de contaminants, ainsi que les processus physiques, chimiques et biologiques qui influent sur le transport des contaminants vers les récepteurs potentiels du milieu (annexe C).

**Niveau trophique** - Classification fonctionnelle des organismes composant une communauté selon leurs relations trophiques – p. ex. le premier niveau trophique est constitué par les photosynthétiseurs, le deuxième par les herbivores, etc.

**Objectifs de qualité des données** - Déclarations qualitative et quantitative du niveau global d'incertitude qu'un décideur est prêt à accepter dans les résultats ou les décisions tirés de données environnementales. Les OQD fournissent le cadre statistique nécessaire à la planification et à la gestion de l'exploitation des données sur l'environnement, compatible avec les besoins des utilisateurs (annexe B).

**Organismes benthiques** - Désigne les organismes qui vivent dans ou sur les sédiments des milieux aquatiques.

**Paramètre de mesure** - Expression de la réponse à un danger observée ou mesurée; il s'agit d'une caractéristique environnementale mesurable en rapport avec la caractéristique valorisée retenue comme paramètre d'évaluation.

**Paramètre d'évaluation** - Expression concrète de la valeur environnementale que l'on souhaite protéger. Un paramètre d'évaluation doit comprendre un récepteur (ou un groupe de récepteurs; c.-à-d. une « chose » à protéger) et une propriété précise de ce récepteur. Par exemple, si le récepteur est une communauté de poissons, les propriétés du paramètre pourraient comprendre le nombre d'espèces.

**Plan des mesures d'assainissement/de gestion des risques** – Plan décrivant en détail la stratégie choisie à mettre en œuvre pour s'attaquer à la contamination d'un site.

**Plan de gestion de l'environnement** - Document définissant les exigences de la réglementation et du processus d'autorisation s'appliquant au projet d'assainissement/de gestion du site et décrivant les effets possibles sur l'environnement ainsi que la manière de les atténuer. Le PGE expose aussi les critères de rendement environnemental (p. ex. les critères de turbidité) qui ne devraient pas être dépassés au cours des travaux, de même que les mesures à prendre au cas où ils le seraient.

**Plan de protection de l'environnement** - Plan adapté au projet qui définit les rôles et responsabilités des employés de l'entrepreneur, l'emplacement de l'équipement d'intervention en cas de déversement et les mesures particulières qui seront prises pour respecter les exigences en matière de protection de l'environnement. Les rôles et les responsabilités doivent être conformes à la LCEE (2012).

**Plans de compensation** – En combinaison avec une autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches*, mesures visant à contrebalancer les dommages sérieux inévitables aux poissons en maintenant et en améliorant la productivité des pêches après que toutes les mesures possibles pour éviter et atténuer les répercussions ont été prises (MPO, Énoncé de politique sur la protection des pêches, 2013).

**Poids de la preuve** - Détermination des impacts écologiques possibles à partir de multiples sources de données.

**Poisson** - Poisson comprend a) les parties du poisson, b) les mollusques, les crustacés, les animaux marins ainsi que leurs parties et c) les œufs, le sperme, la laitance, le frai, les larves, le naissain et les petits des poissons, des mollusques, des crustacés et des animaux marins (paragraphe 2(1) de la [Loi sur les pêches](#)).

**Pollution** - L'introduction par les êtres humains, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans la zone touchée qui cause, ou est susceptible de causer, a) des risques pour la santé humaine; b) des dommages aux ressources biologiques ou aux écosystèmes; c) des dommages aux aménagements; ou d) une perturbation des autres utilisations légitimes de l'environnement.

**Propre au site** - Propre à un site donné, compte tenu des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques uniques du lieu. Une recommandation propre au site tient compte de facteurs scientifiques particuliers du site (physiques, chimiques et biologiques), tandis que l'objectif propre au site prend en considération les facteurs scientifiques, socioéconomiques ou technologiques ou encore les facteurs stratégiques (p. ex. les objectifs de gestion).

**Récepteur** - Entité susceptible de subir des effets nocifs en cas de contact ou d'exposition à un contaminant potentiellement préoccupant (p. ex., organisme, population, communauté, écosystème). On utilise parfois le terme *préoccupant* ou *potentiellement préoccupant*, selon l'étape à laquelle le récepteur a été identifié.

**Récepteur potentiellement préoccupant** - Humain ou composant du biote non humain pouvant être exposé à des contaminants ou à d'autres agents de stress et qui est susceptible d'être négativement touché par ceux-ci.

**Récepteur préoccupant** - Humain ou composant du biote non humain qui est exposé à des contaminants ou à d'autres agents de stress et pouvant être touché négativement par ceux-ci.

**Recommandation** - Valeur recommandée pour l'examen des données environnementales, comme les résidus ou les concentrations dans les tissus au sein des milieux abiotiques. Une recommandation est habituellement différente d'une norme du fait qu'elle ne transmet pas une exigence juridique ou une responsabilité officielle. Se reporter également à la définition de Recommandations pour la qualité des sédiments ci-dessous.

**Recommandations pour la qualité des sédiments** – Limites numériques ou énoncés circonstanciés recommandés visant à soutenir et maintenir les utilisations désignées du milieu aquatique. Les recommandations pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique sont établies à partir des données toxicologiques disponibles sur les effets biologiques des produits chimiques associés aux sédiments sur les organismes aquatiques. Les recommandations fournissent des points de référence scientifique sur lesquels on peut se baser pour évaluer, protéger et améliorer la qualité des sédiments.

**Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments** - Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments qui sont établies lorsque les données sont disponibles mais limitées, et que l'insuffisance d'information est explicitement mentionnée.

**Résiduels** - Se dit de la quantité de matériaux qui subsiste à la fin d'un processus (p. ex. la quantité de sédiments contaminés restants après une activité d'assainissement comme le dragage).

**Risque** - Probabilité d'effets nocifs, mesurée au moyen de l'exposition des récepteurs potentiellement préoccupants à des contaminants potentiellement préoccupants.

**Sédiment** - Matériau, comme du sable ou de la vase, qui est en suspension dans l'eau de surface ou qui se dépose au fond d'un plan d'eau. Les apports de sédiments dans une masse d'eau proviennent de sources naturelles, comme l'érosion des sols et la météorisation des roches, ou sont le résultat d'activités humaines comme les pratiques forestières ou agricoles ou encore les travaux d'aménagement.

**Site aquatique** - Plan d'eau ou site comportant des terres complètement ou occasionnellement submergées. Les sites aquatiques comprennent les sites d'eau douce et marins ainsi que les zones de transition (où l'eau souterraine peu profonde et l'eau de surface se mélangent; Boulton *et al.* 2010), mais excluent les eaux souterraines profondes.

**Site contaminé** - Lieu où les concentrations de substances (p. ex. des produits chimiques) 1) sont supérieures aux niveaux de fond et sont susceptibles de poser un risque immédiat ou à long terme pour la santé humaine ou l'environnement, ou 2) excèdent les niveaux précisés dans les politiques ou les règlements.

**Source de données** - Composante de la détermination du poids de la preuve (p. ex. toxicité, altération du benthos, bioamplification, contamination chimique).

**Soutien d'expert** - Dans le cadre du programme du PASCF, quatre ministères offrent un soutien d'expert en donnant des conseils techniques pour aider les gardiens à gérer leurs sites contaminés. Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada et Pêches et Océans Canada fournissent des conseils scientifiques, de la formation et des directives. Ils examinent la documentation de projet, y compris les cotes d'admissibilité des sites, pour s'assurer que les risques pour la santé humaine et l'environnement que posent les sites ont été pris en compte de façon adéquate dans les propositions de projets. Services publics et Approvisionnement Canada (anciennement Travaux publics et Services gouvernementaux Canada) offre un soutien d'expert au programme grâce à l'élaboration d'outils d'approvisionnement ou de gestion de projets et à la diffusion de renseignements sur les technologies novatrices et les pratiques exemplaires.

**Substance toxique** - Une substance est toxique si elle pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à : a) avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique; b) mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie; ou c) constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine ([Loi canadienne sur la protection de l'environnement](#), partie 5, article 64).

**Suivi du rétablissement naturel** - Approche passive d'assainissement *in situ* où les processus naturels contribuent de façon démontrable à la diminution des concentrations ou de la biodisponibilité des contaminants dans les sédiments.

**Surveillance** - Observation de la variation ou des tendances des paramètres mesurés au fil du temps (p. ex. les concentrations de contaminants dans différents milieux, la situation des populations résidentes de biotes).

**Toxicité aiguë** - Effet nocif discernable (léthal ou subléthal) provoqué chez les organismes d'essai dans une période d'exposition courte par rapport à la durée de vie de l'organisme d'essai (définie comme étant moins de 10 % de la durée de vie d'un organisme par Environnement et Changement climatique Canada) (module 1 de l'évaluation du risque écologique [ÉÉRÉ] du PASCF, 2010).

**Toxicité chronique** - Effet nocif discernable (léthal ou subléthal) provoqué chez les organismes d'essai pendant une période d'exposition relativement longue, habituellement un pourcentage important de la durée de vie de l'organisme (*c.-à-d.* défini comme étant

10 % ou plus de la durée de vie par Environnement et Changement climatique Canada) (module 1 de l'ÉRE du PASCF, 2010).

**Toxicité** - Observation d'une réaction biologique ou physiologique provoquée par des produits chimiques et qui nuit à la santé d'un organisme.

**Valeur toxicologique de référence** - Concentration ou dose d'exposition qui ne devrait pas avoir d'effet inacceptable chez des récepteurs exposés au contaminant potentiellement préoccupant. Une VTR est un type particulier de seuil, tel qu'il est défini ci-dessus.

**Utilisation de la zone** - Mesure dans laquelle une zone est utilisée par un organisme au cours de son cycle de vie (p. ex., alimentation, élevage, etc.).

**Valeur toxicologique de référence** - Concentration ou dose d'exposition qui ne devrait pas causer un niveau d'effet inacceptable chez les récepteurs exposés au contaminant potentiellement préoccupant. Une VTR est un type spécifique de *seuil*, tel qu'il est défini ci-dessus.

**Voie d'exposition** – Moyens par lesquels les organismes sont exposés aux contaminants. De façon plus générale, les voies de passage comprennent les expositions à l'air, à l'eau, au sol, aux sédiments, aux aliments et à d'autres milieux auxquels les récepteurs écologiques ou humains pourraient être exposés.

**Zone de référence** - Zone non perturbée ou relativement peu perturbée qui présente des caractéristiques physiques et biologiques semblables à celles de la zone d'étude, sauf pour le rejet des substances chimiques en cause dans celle-ci.

**Zone hyporhéique** – Zone de transition entre l'eau souterraine et l'eau de surface, sous le lit des cours d'eau.

## 1.0 Introduction

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) vise avant tout à réduire les risques pour l'environnement et la santé humaine ainsi que les responsabilités financières du gouvernement fédéral qui y sont associées. Le PASCf fournit aux sociétés d'État consolidées, aux ministères et aux organismes fédéraux responsables des sites contaminés (appelés collectivement les « gardiens ») les conseils, les outils et les ressources nécessaires pour atteindre cet objectif.

## 1.1 Contexte

Le Groupe de travail interministériel sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC) coordonne la gestion des milliers de sites contaminés situés sur des terres fédérales dont le gouvernement fédéral a accepté la responsabilité et qui requièrent une attention. Le GTGLC est aussi chargé d'élaborer des lignes directrices pour l'évaluation, la classification et la gestion des sites aquatiques fédéraux financés dans le cadre du PASCf. Les sites aquatiques sont définis comme un plan d'eau, un terrain ou une partie de terrain, complètement ou occasionnellement submergé; ils comprennent des étendues d'eau douce et d'eau salée, incluant les zones de transition (où se mélangent les eaux de surface et les eaux souterraines peu profondes; Boulton *et al.* 2010), mais excluant les eaux souterraines profondes.

Le GTGLC (1999) et le PASCf (2016) cadre décisionnel (CD) a défini une démarche commune, axée sur le risque, pour la gestion des sites contaminés de compétence fédérale. Préconisant un processus en dix étapes, cette démarche s'est révélée un outil de gestion efficace pour les sites contaminés terrestres, mais ne semble pas fournir des directives adaptées pour les sites aquatiques. Les sites aquatiques diffèrent des sites terrestres par leur difficulté d'accès, par leurs différences en matière de récepteurs et de réseaux trophiques, par la prédominance des facteurs hydrologiques et par des interactions limitées avec les sources aériennes. Le présent document d'orientation a été élaboré pour répondre à ce besoin. Il se fonde sur le processus en dix étapes établi par le GTGLC (1999) et CD du PASCf (2016), y apportant quelques modifications et mises à jour appropriées, et combinant des aspects pertinents de l'évaluation du risque pour la santé humaine (ÉRSH) et de l'évaluation du risque écologique (ÉRE). Il fait également appel à l'approche du poids de la preuve décrite dans le *Cadre décisionnel Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs* (ACO : Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario, 2008), approche très répandue aujourd'hui et contient des orientations concernant les objectifs de qualité des données (OQD : inspiré d'USEPA, 2000, 2006) et des solutions de gestion des sédiments contaminés. Parmi les autres documents de référence utiles et pertinents, mentionnons Nikl (2006), CCME (2008) et les documents présentés à l'annexe A.

## 1.2 Objet

L'objet de ce document est de fournir un cadre objectif, transparent, cohérent et rigoureusement scientifique pour l'identification et l'évaluation des sites aquatiques contaminés, conformément au PASC. Ce cadre procurerait au GTGLC une approche gouvernementale efficace, uniforme et cohérente pour une gestion adaptée des sites aquatiques contaminés, mais il n'est pas destiné à servir de guide détaillé pour l'exécution d'une évaluation du risque ou la préparation d'une stratégie de l'assainissement/gestion du risque. Les principales directives de mise en œuvre du *Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés*, conformément au PASC (ci-après le « cadre ») sont identiques à celles de l'ACO (article 2.1, p. 3) – *et doivent être appliquées conformément au bon sens. En d'autres termes, elles ne doivent pas s'appliquer de manière inflexible.*

Quatre autres « règles » vont orienter l'utilisation du cadre (ACO, article 2.1, p. 3) :

- *Les données sur la chimie des sédiments (p. ex. les recommandations pour la qualité des sédiments [RPQS]) ne seront pas le seul facteur dans les décisions sur l'assainissement, sauf dans deux cas. Le premier concerne « les situations de contamination simple susceptible d'avoir des effets biologiques, où le coût de la poursuite des recherches dépasserait le coût de l'assainissement, et où les intervenants sont d'accord pour agir au lieu de poursuivre les études » (Wenning et al., 2005). Il s'agit d'un schéma qui s'applique à des sites peu étendus où des contaminants sont présents en petit nombre, mais en très forte concentration (p. ex. nettement au-dessus des seuils d'effet). Le deuxième cas concerne les sites qui font l'objet de mesures réglementaires.*
- *En conséquence, les décisions sur l'assainissement se fonderont avant tout sur les données biologiques plutôt que sur les données chimiques puisque les RPQS d'ordre chimique ne conditionnent pas à elles seules les mesures de dépollution et doivent être prises en compte dans le contexte d'un cadre d'évaluation des risques.*
- *Les sources de données (SD; p. ex. essais toxicologiques, modèles) qui contredisent les résultats des études menées sur le terrain selon les règles et possédant les moyens appropriés pour détecter des changements (p. ex. chapitre 3.7 - Environnement Canada, 2012) « sont irrecevables » (Suter, 1996) dans la mesure où les autres SD ne prévoient aucun effet biologique négatif sur le terrain. Si les impacts d'une mesure d'assainissement doivent causer plus de mal que de bien sur le plan environnemental par rapport à l'option de laisser les contaminants en place, il faut y renoncer (USEPA, 1998).*

Même si le cadre fondamental ne doit pas changer avec le temps, on s'attend à ce que de nouvelles connaissances permettent de modifier et d'améliorer les outils qu'il préconise. Le cadre est beaucoup plus efficace lorsqu'il est appliqué conjointement avec une expertise de pointe dans les différentes disciplines concernées par le cadre.

## 1.3 Auditoire cible

Ce document s'adresse aussi bien aux scientifiques qu'aux non-scientifiques, tout particulièrement ceux qui mènent des études sur les sites aquatiques contaminés et ceux qui auront à prendre des décisions à la suite de ces études.

## 2.0 Approche d'évaluation des sites aquatiques contaminés

Bien que ce document d'orientation contienne des renseignements utiles aux scientifiques et aux non-scientifiques, la mise en œuvre de l'approche nécessite de solides connaissances techniques et un jugement professionnel solide. Les premières étapes consistent à recueillir l'information requise sur le site aquatique pour pouvoir prendre des décisions de gestion judicieuses. À certains endroits, il ne sera peut-être pas nécessaire de réaliser toutes les étapes de 1 à 5 avant de pouvoir prendre une décision de gestion finale (notamment pour des sites aquatiques qui ne sont visiblement pas contaminés, ou des sites aquatiques qui sont manifestement contaminés et qui, avec un minimum d'incertitude, posent un risque toxique inacceptable pour les humains ou l'environnement; figure 1). Cependant, dans la plupart des cas, il sera nécessaire de suivre les cinq étapes avant de prendre une décision de gestion finale.

Dans une certaine mesure, chaque site aquatique est unique. Ainsi, les démarches, les méthodes génériques ou les classements par ordre de priorité devront être adaptés à chaque site pour correctement caractériser et, s'il y a lieu, gérer les différents sites aquatiques. Les propriétés qui sont à la fois terrestres et aquatiques peuvent nécessiter l'application du cadre terrestre du GTGLC (1999) et du présent cadre aquatique; celui-ci s'applique chaque fois qu'un site contaminé comporte une portion aquatique.

## 2.1 Aperçu

Le cadre présenté ici suit le processus en 10 étapes énoncé dans le cadre décisionnel du GTGLC (1999) et du PASC (2016). Il comprend les étapes suivantes : collecte d'information, examen préalable (EP), évaluation détaillée (ÉD) et assainissement/gestion du risque, ce qui inclut la surveillance (figure 1). Chaque catégorie est expliquée plus en détail dans l'ACO, tel qu'il est indiqué ci-dessous. Les fondements techniques de l'ACO ont été appliqués à grande échelle, même s'ils ont au départ été spécifiquement élaborés aux fins d'utilisation dans les Grands Lacs. Par exemple, l'Ontario les a adaptés pour évaluer les sédiments contaminés à l'échelle de la province (Fletcher *et al.* 2008) et a constaté qu'il s'agissait d'un outil utile. Cependant, Welsh *et al.* (2009) ont recommandé que des directives additionnelles soient élaborées dans des secteurs comme les exigences minimales quant aux données pour chaque source de données probantes (SDP) ainsi que l'utilisation et la mise en application du meilleur jugement professionnel (p. ex., Bay *et al.* 2007). Pour adopter une approche plus exhaustive en matière d'étude et de gestion des sites aquatiques, prenez en considération le *Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine (volume 1 Orientations)* du CCME (CCME, 2016), qui décrit les pratiques exemplaires relatives à la caractérisation des sites et aux méthodes d'obtention des données nécessaires pour effectuer une ÉRE. Ce document d'orientation

présente un aperçu de divers plans d'échantillonnage et des spécifications en ce qui concerne les données minimales requises pour atteindre un niveau approprié de confiance sur le plan statistique. Dans le même ordre d'idées, le *Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) des mines de métaux* du gouvernement fédéral (Environnement Canada, 2012) donne des conseils sur l'importance d'intégrer des analyses d'efficacité statistique dans le plan d'étude afin de déterminer si le programme d'échantillonnage permet de recueillir assez de données pour que des décisions puissent être prises en matière de gestion. Ces analyses ne sont qu'un des nombreux éléments du plan d'étude qui constituent la base d'une enquête « scientifiquement rigoureuse ». Enfin, le document d'orientation sur l'évaluation des risques pour l'environnement du PASCF (2012) aborde le rôle primordial du meilleur jugement professionnel (MJP) dans l'évaluation intégrée de sources de données probantes (SDP) dans le cadre d'une approche de poids de la preuve (PP).

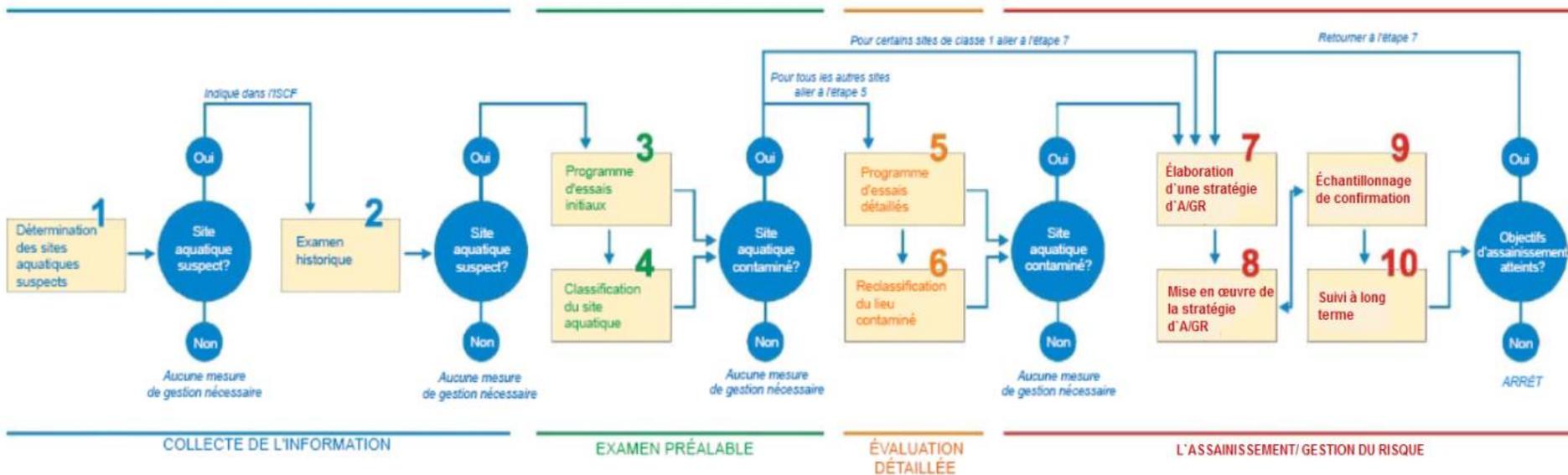
À l'instar de l'ACO, le présent cadre porte essentiellement sur le risque écologique et ne traite pas des situations où les préoccupations potentielles pour la santé humaine sont associées au contact cutané avec des sédiments contaminés (p. ex., baignade, pêche à gué) ou par d'autres voies d'exposition (p. ex., inondation causant la contamination de sols et de jardins résidentiels par des sédiments). Pour en savoir davantage, veuillez consulter le *Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux sédiments contaminés : voie du contact direct* de Santé Canada (2017). En outre, ce cadre n'examine pas non plus les questions de concentrations inacceptables de contaminants ne subissant pas de bioamplification, comme le cadmium, le plomb, et les hydrocarbures aromatiques polycycliques, dans le poisson ou les crustacés. Dans ces situations, une ÉRSR doit être envisagée pour évaluer les risques et en informer le grand public.

Comme l'ont remarqué Jaagumagi et Persaud (1996), « étant donné la complexité de l'évaluation des sédiments contaminés, il est essentiel que des scientifiques spécialistes de la chimie des sédiments (devenir, transport et spéciation des composés chimiques), des essais de toxicité des sédiments, de l'évaluation des communautés benthiques, des effets sur la chaîne alimentaire et de la statistique environnementale aident les groupes d'intervenants à interpréter les données, particulièrement pour déterminer les différences ou les effets de la contamination des sédiments par rapport aux conditions de référence. »

Des documents pratiques ayant trait précisément à chacune des 10 étapes du CD, illustrées à la figure 1 ci-dessous, se trouvent à l'Annexe A.

**Figure 1 : Étapes de l'évaluation et de la gestion des sites aquatiques contaminés**

Source: Golder Associates Ltd. (Chapman, 2011). Comme le montre la figure, les étapes ne sont pas toutes nécessaires et ne doivent pas nécessairement être accomplies dans l'ordre.



## 2.2 Collecte de l'information

*Justification* : Déterminer en premier lieu les sites aquatiques soupçonnés d'être contaminés et confirmer la nécessité d'un examen supplémentaire.

On utilise de l'information facilement accessible pour déterminer les sites aquatiques suspects (étape 1) nécessitant un examen approfondi et éliminer les sites aquatiques qui, avec une certitude raisonnable, ne sont pas contaminés à des niveaux susceptibles de causer des effets nocifs. Dans les cas où l'information est insuffisante pour prendre une telle décision, il convient d'effectuer un examen approfondi (étape 2). Un premier modèle conceptuel de site (MCS) est élaboré pour les sites aquatiques suspects, ainsi qu'un Plan d'échantillonnage et d'analyse (PÉA) (ACO, pages 7-8 et 25-26). Le PÉA est mis en œuvre à l'étape 3 (section 2.3.1) aux sites aquatiques suspects, afin de combler les lacunes dans les données décelées au cours de l'examen historique, et de permettre une mise à jour du MCS.

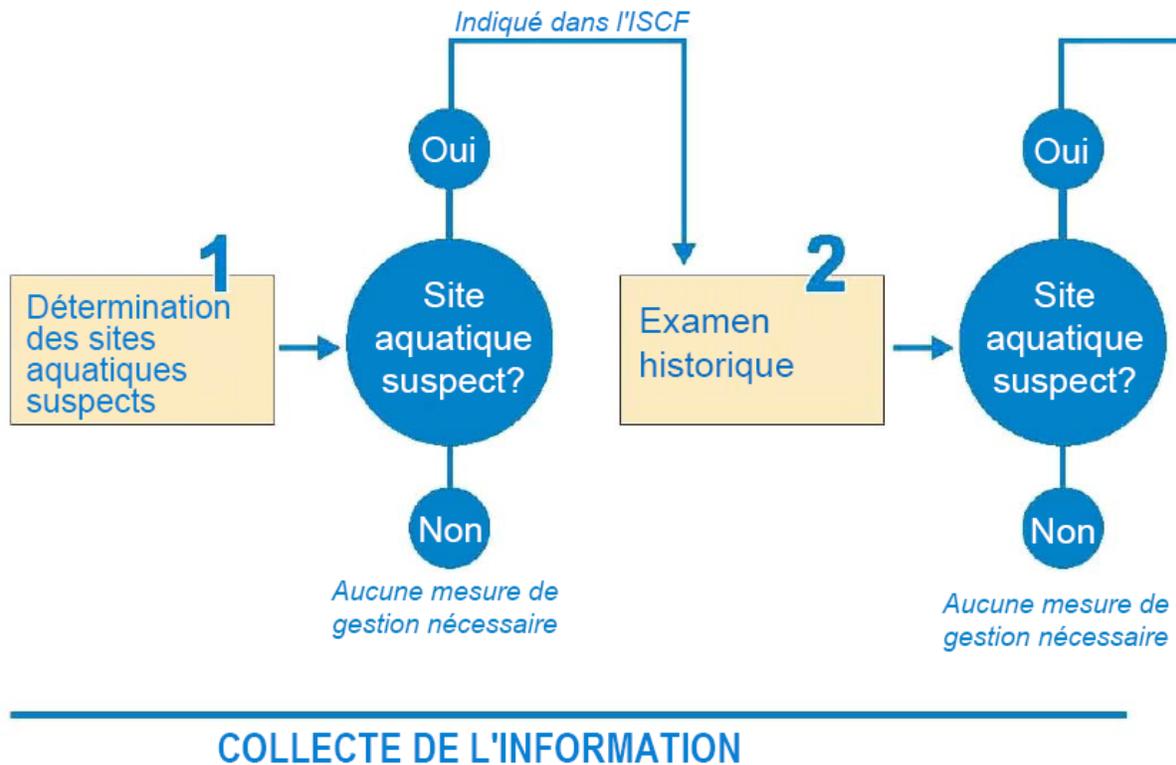
On s'attend à ce que les études de cas entreprises au moyen de ce cadre fournissent des orientations supplémentaires pour améliorer les procédures de détermination des sites aquatiques suspects. Ces orientations devraient aider à classer les sites aquatiques, à mieux définir la portée du PÉA et, par la suite, à attribuer un ordre de priorité aux sites aquatiques suspects et contaminés. La collecte d'information pourrait aussi s'inspirer des études de cas afin de définir les conditions de référence précises pour différentes étendues d'eau et des orientations dans le but de choisir des zones de référence appropriées dans ces étendues d'eau. D'autres directives se trouvent dans le Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine : volume 1 du CCME (2016) et le PASCF module 5 de l'ÉRE : Définition des conditions de fond et utilisation des concentrations de fond.

Les étapes de collecte de l'information sont illustrées à la figure 2.

Les deux étapes suivantes correspondent à l'étape 1 de l'ACO, Examiner les données disponibles (ACO, page 7) :

## Figure 2 : Étapes 1 et 2 de l'évaluation et de la gestion des sites aquatiques contaminés

Source : Golder Associates Ltd. (Chapman, 2011)



### 2.2.1 Étape 1 : Détermination des sites aquatiques suspects

*Justification :* Une liste des sites aquatiques suspects est dressée en vue d'un examen approfondi. Les sites aquatiques que l'on ne soupçonne pas de présenter des risques ne sont pas pris en considération par la suite. Les sites exigeant un examen approfondi (qui sont suspects) doivent être inscrits dans la base de données de l'[Inventaire des sites contaminés fédéraux \(ISCF\)](#).

Les sites aquatiques contaminés sont généralement adjacents à des sites commerciaux, industriels ou d'élimination des déchets, actifs ou historiques, et ils ont reçu ou reçoivent des contaminants par des rejets directs (p. ex., des fuites ou des déversements). Ils peuvent aussi se trouver en aval d'une source de contaminants du milieu aquatique ou terrestre (p. ex., une aire de dépôts en aval). Il convient de prendre en compte aussi les facteurs hydrologiques qui régissent les mouvements des sédiments dans un bassin versant (débit, morphologie du chenal, pente d'écoulement, ordre du cours d'eau, etc.) lorsqu'on évalue des sites aquatiques. Pour en savoir davantage, veuillez consulter le document Directives sur l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés fédéraux dans les ports actifs du PASCF (2018).

La détermination des sites aquatiques suspects peut s'appuyer sur divers facteurs, notamment :

- l'emplacement du site (p. ex., des activités passées ou présentes sur le site aquatique ou à proximité),
- les données historiques et actuelles sur le milieu ou sur d'autres aspects (p. ex., des comptes rendus dans les journaux de la fermeture de plages, de mortalité massive de poissons, de restrictions imposées aux pêcheurs),
- les plaintes des citoyens (p. ex., des signes visuels ou olfactifs de contamination dans les eaux recouvrant les sédiments),
- l'information fournie par les pêcheurs à la ligne des environs (p. ex., absence de poisson dans certaines zones, tumeurs ou malformation des poissons)
- les dispositions de cession/dessaisissement d'un terrain susceptibles de donner lieu à une évaluation du site dans un contexte de diligence raisonnable lors d'une transaction commerciale.

L'Étape 1 sert en particulier à classer les sites aquatiques en deux catégories :

- a) les sites aquatiques qui ne présentent pas de risque potentiel pour la santé humaine ou pour l'environnement (c.-à-d. les sites sans aucun signe ou évidence de contamination dépassant les concentrations de fond ou de référence);
- b) les sites aquatiques pouvant présenter un risque potentiel pour la santé humaine ou pour l'environnement (soit les sites où l'on a décelé des signes ou évidences de contamination supérieurs aux concentrations de fond ou de référence, ou pour lesquels on ne dispose pas d'information suffisante pour prendre une décision finale).

Les sites aquatiques qui entrent dans la catégorie a) ne nécessitent pas d'études supplémentaires et ne doivent pas être inscrits dans l'ISCF. Les sites aquatiques classés dans la catégorie b) doivent être inscrits à et étudiés de manière plus approfondie. Cette étude commence par un examen historique (étape 2, section 2.2.2 ci-dessous).

## **2.2.2 Étape 2 : Examen historique**

*Justification* : Il faut déterminer s'il existe des éléments probants ou des motifs qui permettent de soupçonner que le site est contaminé et justifier de procéder à un examen approfondi. L'utilisation des renseignements historiques guidera de façon appropriée l'échantillonnage et l'analyse subséquents (p. ex. nouvelle collection de données), et éviter de produire de nouvelles données lorsque celles-ci existent déjà.

Cette étape (qui correspond à l'évaluation environnementale du site de phase I) comprend un exercice théorique et une visite du site (essentiellement un examen non intrusif). Il est recommandé de recueillir et examiner le plus de renseignements passés et présents possible sur le site aquatique. L'examen des renseignements disponibles doit porter notamment sur les éléments suivants, sans devoir s'y limiter : les rapports disponibles, les photographies aériennes, les documents des organismes de réglementation (p. ex., les lettres d'avis, les autorisations, les rapports d'inspection, les directives de l'inspecteur, les autorisations de rejet provinciales ou autres, les rapports de déversement, les mesures d'application de la loi, les

plans de compensation [anciennement appelés plans de compensation de l'habitat], les documents concernant les mesures de restauration sur les sites ou dans le voisinage immédiat), l'information portant sur des sources industrielles adjacentes ou d'autres sources de contaminants, y compris les rapports sur l'environnement et les documents d'entreprises. En outre, il convient de faire une visite du site et, si c'est possible et approprié, d'interviewer des personnes renseignées (des résidents de l'endroit, d'anciens employés ou des retraités d'installations adjacentes). Les organismes de réglementation fédéraux (p. ex., MPO et ECCC) et provinciaux devraient être consultés à ce stade et devraient participer de façon appropriée aux étapes subséquentes. L'historique du site doit être établi à partir de l'information mentionnée ci-dessus. L'examen historique du site permettra de déterminer les utilisations passées des terres et de caractériser les substances chimiques connues ou suspectes.

Il faut aussi déterminer quelles sont et quelles ont été les utilisations antérieures et actuelles du site. Cette information peut souvent être obtenue en consultant des bases de données en ligne, les personnes indiquées ci-dessus, ou en recueillant des connaissances écologiques traditionnelles auprès des utilisateurs des ressources, autochtones et autres. Particulièrement pour les sites aquatiques, le personnel local d'application de la loi concernant la gestion des ressources connaît généralement les activités et zones d'exploitation en usage actuellement ou de façon intermittente.

L'examen historique ainsi que les renseignements recueillis à l'étape 1 éclaireront la prise de décision initiale et, si nécessaire, l'évaluation supplémentaire. Dans la mesure du possible, cet examen servira particulièrement à :

- déterminer les contaminants potentiellement préoccupants (CPP) et leurs concentrations à la surface des sédiments (p. ex. < 10 cm) et en profondeur (p. ex. > 10 cm) si les renseignements disponibles le permettent;
- déterminer de possibles sources de contamination historiques ou actuelles (p. ex. rejet ou migration hors site);
- déterminer les récepteurs potentiellement préoccupants (RPP) susceptibles de subir les effets (CPP); p. ex., les espèces de poissons et leur habitat, les espèces en péril inscrites à l'échelle fédérale ou provinciale, les pêches commerciales, récréatives ou autochtones de quelque espèce que ce soit et d'autres récepteurs dont peuvent dépendre ces espèces;
- déterminer les RPP humains et leur utilisation du site (y compris la consommation d'éléments du biote capturés sur le site ou à proximité et l'utilisation de sédiments comme terres de jardin)
- déterminer les voies d'exposition par lesquelles les CPP peuvent atteindre les RPP et les affecter;
- fournir des renseignements afin de déterminer les paramètres d'évaluation appropriés, notamment :
  - quels effets seront mesurés (p. ex. le benthos : la diversité des espèces, leur abondance, la dominance; pour le poisson : la bioaccumulation ou la bioamplification des contaminants, la diversité et l'abondance des espèces, la présence de tumeurs ou de lésions)
- déterminer les caractéristiques physico-chimiques du lieu (p. ex., taille des particules sédimentaires, teneur en carbone organique, facteurs susceptibles de modifier la

biodisponibilité des contaminants), y compris la stabilité des sédiments (évaluée plus en détail à l'étape 5);

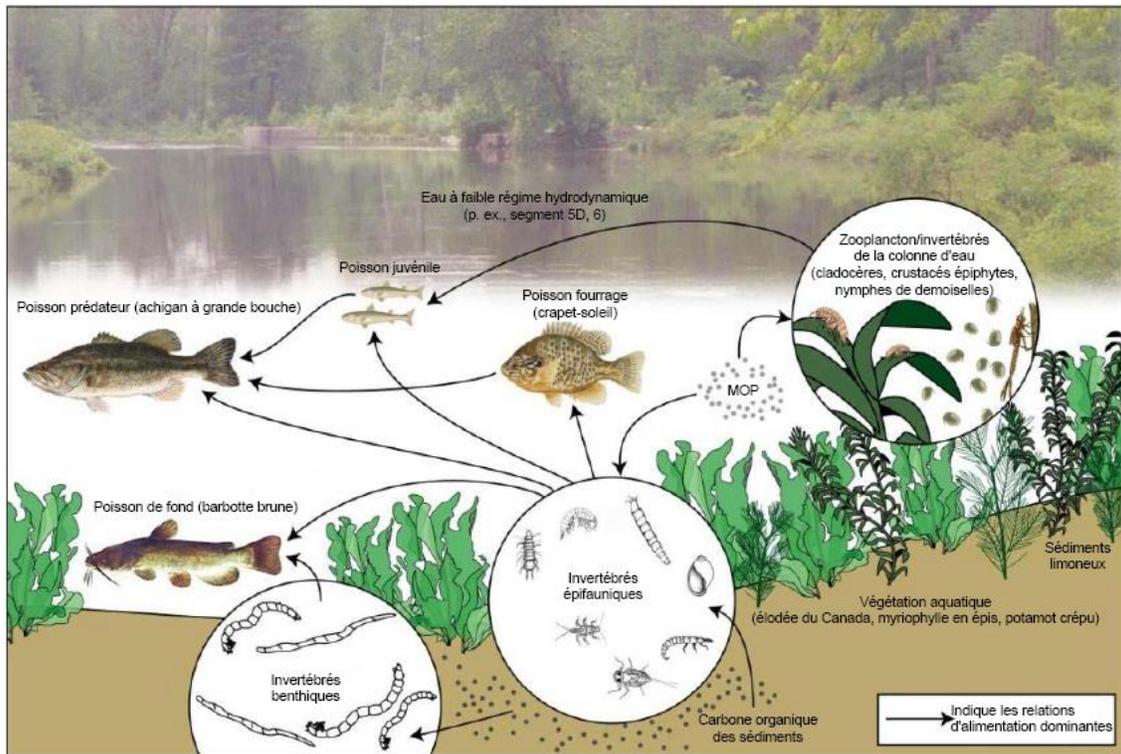
- déterminer la nature de l'eau (marine, douce, ou saumâtre) et la dynamique physique (sédimentation, érosion, cycle des marées, action des vagues, érosion par la glace, etc.);
- déterminer s'il y a mélange des eaux souterraines peu profondes et de l'eau de surface sur le site aquatique (c.-à-d. les zones de transition), l'endroit où cela se produit et l'utilisation écologique de cette zone de mélange;
- déterminer si le site a un indice élevé de sensibilité environnementale (basé sur l'habitat et non sur l'utilisation des terres), et si la contamination provient uniquement de sources extérieures au site;
- déterminer des emplacements de référence appropriés, le cas échéant, en vue d'une étude plus approfondie.

On se servira ainsi de l'information recueillie pour préparer le MCS initial (annexe C; la figure 3 illustre des exemples voies de bioaccumulation, un indicateur de l'exposition, et la figure 4 fournit des exemples de bioamplification). Le MCS doit inclure les sources potentielles de contamination, ainsi que leur nature et leur emplacement, en englobant l'information spatiale et temporelle, selon le cas. Si disponible, le MCS doit aussi comprendre des indicateurs des effets nocifs par rapport au site de référence, comme la diminution du recrutement, la présence de tumeurs ou de lésions, une baisse de l'abondance et de la richesse des espèces.

Le MCS (p. ex. les figures 3 et 4) sert de base à l'établissement du PÉA lorsqu'un examen approfondi du site est nécessaire. Le PÉA indique les échantillons et les analyses des diverses matrices environnementales nécessaires ainsi que leurs OQD respectifs (annexe B). Selon les hypothèses de risque (annexe D), l'échantillonnage peut être recommandé dans l'ensemble du site aquatique suspect ou à des endroits précis (voir l'étape 3, section 2.3.1 ci-dessous pour plus d'informations).

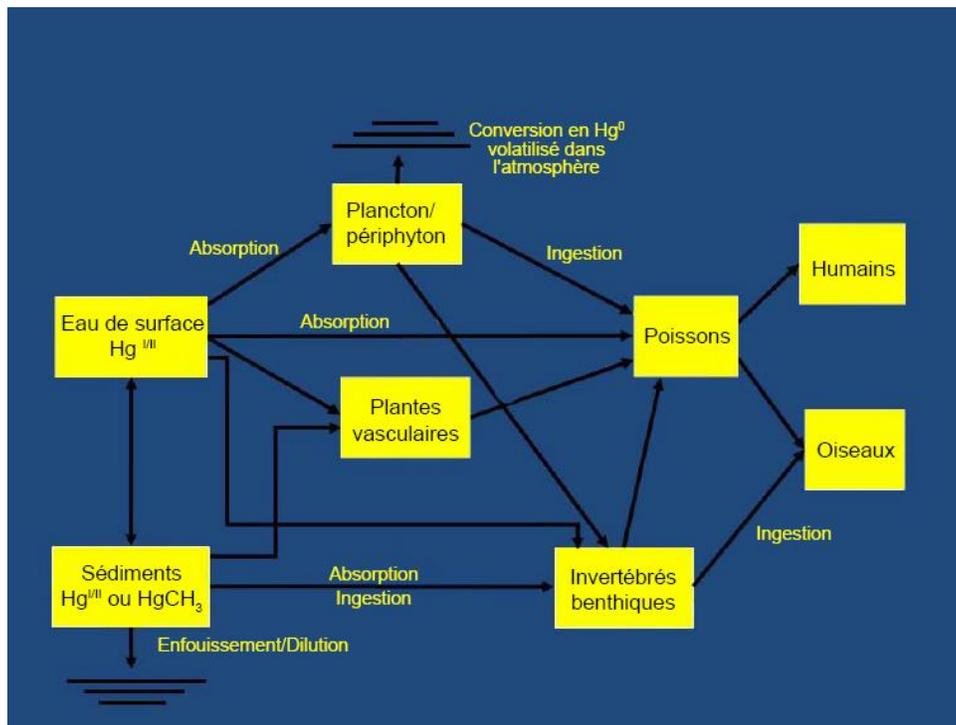
**Figure 3 : Exemple graphique d'un modèle conceptuel de site présentant les voies de bioaccumulation des contaminants des sédiments dans une chaîne alimentaire aquatique en eau douce**

Source : Golder Associates Ltd (2006). MOP = matière organique particulaire



**Figure 4 : Exemple schématique simplifié de modèle conceptuel de site présentant les voies de bioamplification du méthylmercure ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) à travers la chaîne alimentaire aquatique, des sédiments jusqu'aux poissons, aux oiseaux et aux humains**

Source : Golder Associates Ltd (2006).



## 2.3 Examen préalable du risque

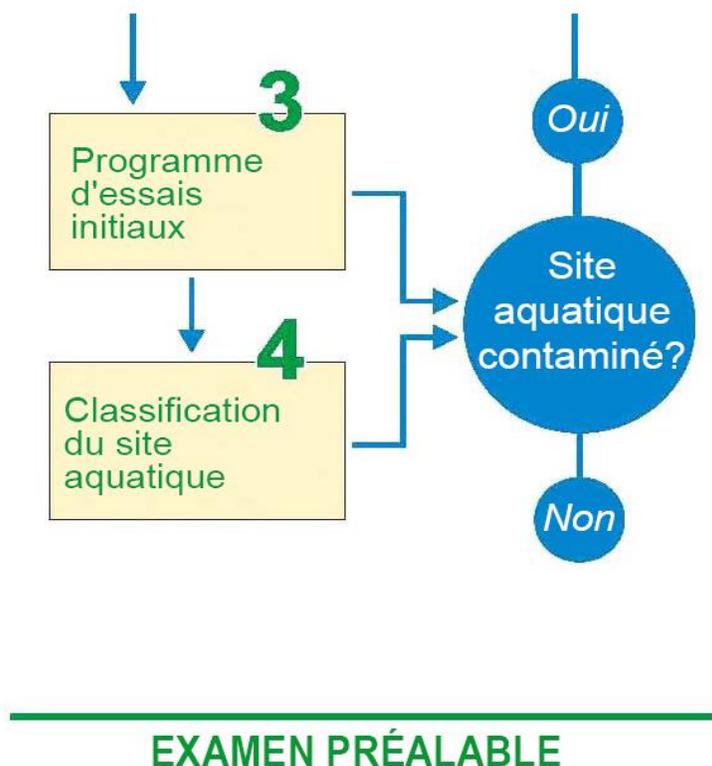
*Justification* : La présence de contamination doit être confirmée sur les sites soupçonnés, et ceux-ci doivent être classés par ordre de priorité pour faire l'objet d'autres mesures, le cas échéant. (Par « autres mesures », on entend notamment un échantillonnage supplémentaire à des fins d'évaluation d'une stratégie d'A/GR, au besoin).

Les troisième et quatrième étapes du cadre comprennent les essais initiaux (étape 3) des sites aquatiques suspects, suivis d'une classification initiale (étape 4). Les sites aquatiques suspects sont désignés comme sites aquatiques contaminés ou sont exclus de toute étude ultérieure. Les sites aquatiques contaminés sont soit signalés en vue d'une étude plus poussée ou classés par ordre de priorité pour la prise de mesures d'assainissement/de gestion du risque (étape 7).

L'EP bénéficierait de conseils supplémentaires (fondées sur des recherches dirigées ou des études de cas p. ex.) concernant différentes étendues d'eau (eaux douces lotiques et lenticles, eaux des estuaires et eaux marines).

**Figure 5 : Examen préalable du risque : étapes 3 et 4 pour l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés**

Source : Golder Associates Ltd. (Chapman, 2011)



### 2.3.1 Étape 3 : Programme d'essais initiaux

*Justification* : Effectuer un échantillonnage (guidé par et fondé sur des données historiques) pour obtenir l'information nécessaire afin de déterminer si le site aquatique suspect est contaminé ou non.

Une fois les CPP et les RPP confirmés, cette étape sert à obtenir l'information nécessaire pour déterminer plus tard si le site aquatique peut poser ou non un risque potentiel pour la santé humaine ou l'environnement. Cette information est aussi utilisée pour classier initialement les sites aquatiques (étape 4) et établir les priorités relativement à la nécessité d'aborder tout risque potentiel. Selon le niveau de l'évaluation effectuée, le site peut être : 1) non contaminé et, par conséquent, ne nécessitant pas d'examen approfondi; 2) contaminé et exigeant une gestion du risque et probablement un assainissement (étape 7) ou; trop incertain pour être classifié sans examen approfondi (étape 5); et une classification mise à jour (étape 6).

Pour établir la portée initiale d'une évaluation, il faut, dans une certaine mesure, recourir au meilleur jugement professionnel sur les limites spatiales vraisemblables de la contamination

(indiquées dans le PÉA), lesquelles sont confirmées quand les limites verticales et latérales de cette contamination ont été délimitées (à l'étape 5 du CD). Le PÉA doit établir le matériel et les techniques d'échantillonnage appropriés, la densité des échantillons, les matrices d'échantillonnage (eau, sédiments, eau interstitielle, biote, etc.) et les paramètres d'analyse (CPP et facteurs pouvant modifier leur biodisponibilité et leur toxicité). Il doit aussi comprendre les « points névralgiques » et, si disponibles, les zones de référence et devrait être conçu de manière à diminuer l'incertitude empêchant la prise de décisions éclairée de gestion des risques. De plus, il faut souvent faire appel au jugement professionnel pour déterminer l'existence de « points névralgiques », qu'ils aient été ou non inclus dans les ensembles de données et qu'ils puissent ou non influencer sur la caractérisation du risque. On trouvera dans Gilbert (1987) certaines approches recommandées pour les situations où paraît justifiée une analyse quantitative plus rigoureuse des « points névralgiques » et de leur délimitation. En cas d'étude de terrain, il est peu réaliste de s'attendre à ce qu'il existe une véritable « zone de référence »; il faut donc souvent plusieurs sites de référence pour aider à définir les conditions d'un site contaminé minimalement.

Il est important de prélever un nombre suffisant d'échantillons sur le site aquatique suspect et dans les zones de référence aux fins de délimitation de la contamination et de puissance statistique. L'information recueillie ne devrait pas se limiter aux sédiments superficiels (jusqu'à environ 10 cm de profondeur), où vivent la plupart des organismes sédimentaires. Il faut également tenir compte des sédiments profonds et de leur degré de contamination, sans oublier la probabilité que ces contaminants soient mis à découvert ou déplacés, entraînant une incidence sur les zones environnantes. La situation des sédiments profonds doit être révisée à mesure que l'on obtient des renseignements additionnels.

Le MCS et le PÉA devraient être étudiés par les organismes de réglementation, et les intervenants devraient avoir la possibilité de donner leur point de vue, de même que les peuples autochtones et soutien d'expert. Il pourrait être nécessaire de réviser le PÉA à la suite de cet examen. Le MCS doit aussi être revu et mis à jour après l'étape 3 (section 2.3.1) et l'étape 5 (section 2.4.1), puisque l'on disposera de plus d'information et que l'incertitude entourant les différents éléments du MCS diminuera. Le CCME (2016) a terminé le Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine : volumes 1 à 4, lequel pourrait aider à l'élaboration du PÉA.

Veillez consulter le [Cadre décisionnel](#) du PASCF pour d'autres directives sur cette étape, ou toute autre du processus en 10 étapes.

Ce programme vise à obtenir des données représentatives du site aquatique suspect à l'étude et comprend les éléments suivants :

- examen sur le terrain ou en laboratoire et échantillonnage, comprenant des procédures appropriées d'assurance/contrôle de la qualité (AQ/CQ);
- analyse des échantillons par des laboratoires agréés (p. ex. la Canadian Association for Laboratory Accreditation (CALA)), y compris des procédures appropriées d'AQ/CQ;
- interprétation et évaluation des données;

- correction du MCS en fonction des éléments qui précèdent (p. ex. corriger les CPP, les RPP et les liens d'exposition entre eux);
- EP d'après le degré, la nature (p. ex. biodisponibilité), l'étendue et l'importance de la contamination.

L'EP devrait répondre aux questions suivantes afin de permettre la classification initiale à l'étape 4 (section 2.3.2) :

1. Des contaminants potentiellement préoccupants sont-ils présents dans des concentrations excédant les RPQS génériques du CCME (CSE)? Cette comparaison devrait inclure les plus récentes et pertinentes RPQS du CCME (CSE) ou, en leur absence, les plus récentes lignes directrices provinciales ou territoriales appropriées [p. ex. le bulletin d'avis du PASC (ébauche) sur l'utilisation des critères du Comité PIRI de l'Atlantique sur les sédiments d'hydrocarbures pétroliers dans les sites fédéraux]. Cependant, s'il n'existe pas de recommandations canadiennes pour un paramètre donné, il est possible d'utiliser les plus récentes recommandations d'autres entités internationales (USEPA p. ex.). Dans ce cas, il faut le justifier de manière détaillée;
2. Y a-t-il une possibilité de bioamplification? (d'après la présence de concentrations élevées des quelques produits chimiques organiques susceptibles de bioamplification?)
3. Est-ce que ces CPP, ou d'autres, sont présents à des concentrations qui dépassent les concentrations dans la zone de référence?

Plus précisément, les comparaisons et décisions qui suivent (tableau 1), inspirées de l'ACO (pages 8 et 9), sont établies à cette étape à l'aide des conseils du soutien d'expert, le cas échéant.

La première comparaison consiste à établir si les recommandations prudentes sur la qualité des sédiments (CSE ou RPQS; p. ex. les [Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement](#)) sont dépassées et à déterminer s'il y a présence ou non de substances susceptibles de bioamplification.

Si les RPQS prudentes sont dépassées ou si l'on observe la présence de substances susceptibles de bioamplification, il faut alors procéder à la comparaison par rapport aux conditions de référence (le choix des sites ou conditions de référence devra être déterminé par des experts). Cette deuxième comparaison est nécessaire parce que des substances inorganiques et certaines substances organiques sont présentes dans le milieu naturel et peuvent être naturellement enrichies dans certaines zones (p. ex. zones naturellement minéralisées, suintement de pétrole) et que les sites de référence ne sont pas complètement vierges.

On jugera qu'il y a un risque nécessitant une évaluation complémentaire seulement si les concentrations de CPP (y compris les substances subissant une bioamplification) sont supérieures aux conditions de référence. Les conclusions des deux comparaisons sont examinées dans le cadre plus large de la classification initiale de sites menée à l'étape 4 (section 2.3.2), qui tient également compte d'autres facteurs de préoccupation (p. ex., munitions explosives non explosées, liquides en phase non aqueuse, effets sur la santé humaine documentés).

**Tableau 1 : Comparaisons et décisions**

Comparaison	Décision
Concentration de tous les CPP des sédiments < RPQS du CCME (CSE), <b>et</b> aucune des substances présentes n'est susceptible de bioamplification	Aucune évaluation complémentaire ou mesure d'assainissement/gestion du risque n'est nécessaire
Concentration d'un ou plusieurs CPP des sédiments > RPQS du CCME (CSE), <b>ou</b> une ou plusieurs substances présentes susceptibles de bioamplification	Risque potentiel; d'action complémentaire nécessaire suivant les détails ci-dessous
[Concentration d'un ou plusieurs CPP des sédiments RPQS du CCME (CSE) <b>ou</b> substances présentes susceptibles de bioamplification] ≤ conditions de référence <b>ou</b> pas de différence statistiquement significative	Aucune évaluation complémentaire ou mesure d'assainissement n'est nécessaire <sup>1</sup>
[Les concentrations d'un ou plusieurs CPP des sédiments > RPQS du CCME (CSE) <b>ou</b> une ou plusieurs substances présentes susceptibles de bioamplification] sont statistiquement supérieures des conditions de référence.	Risque potentiel; d'action complémentaire nécessaire

<sup>1</sup> • Les substances susceptibles de bioamplification sont des composés chimiques qui s'accumulent dans les tissus biologiques au fil du temps, atteignant des concentrations plus élevées que celles qui sont observées dans leur environnement (USGS, 2015a). Même si les concentrations sont relativement faibles dans l'environnement aquatique, les substances susceptibles de bioamplification peuvent poser un risque pour les récepteurs des niveaux trophiques supérieurs. Il peut être nécessaire de communiquer les risques potentiels aux utilisateurs du site dans un but de diligence raisonnable. Par exemple, toute restriction sur la pêche (p. ex., des avis aux consommateurs de poisson) doit être communiquée aux utilisateurs du site. À titre de référence, le Système de classification des sites aquatiques donne une liste d'exemples de bioaccumulation et/ou de substances susceptibles de bioamplification.

### 2.3.2 Étape 4 : Classification initiale du site

*Justification* : Déterminer si suffisamment d'informations sur le site ont été déjà été recueillies pour réaliser une classification du site robuste, déterminer si le site doit faire l'objet d'une évaluation plus poussée, et/ou classer les sites par ordre de priorité en vue de la prise de mesures subséquentes (assainissement/gestion du risque).

Cette étape est un examen préalable de l'information sur les contaminants présents qui sert à classer le site en fonction du *Système de classification des sites aquatiques (SCSA) du PASCF (2018)*; le site peut être retenu pour une évaluation approfondie (c.-à-d. étape 5 du CD ci-dessous), classé par ordre de priorité pour ce qui est de la prise de mesures d'A/GR, ou être exclu de toute considération ultérieure en vertu du PASCF.

Le *Système de classification des sites aquatiques (PASCF, 2018)* a été conçu pour faciliter l'évaluation du degré de préoccupation suscité par les sites aquatiques contaminés. Il présente une approche uniforme de classement de ces sites en fonction des mesures à prendre. Il comprend également une liste de vérification pour la présélection, une page pour la description du site, un sommaire de cotation et trois feuilles de travail, que l'utilisateur doit remplir. Le SCSA établit un système de classification (de A à F) en fonction du niveau de détail disponible pour le site. Puis le site aquatique contaminé est classé dans l'une des cinq classes suivantes :

- **Classe 1** - Priorité d'intervention élevée : les renseignements disponibles indiquent la nécessité d'intervenir (caractérisation détaillée du lieu ou assainissement/gestion des risques) pour traiter les sujets de préoccupation. En principe, les sites aquatiques contaminés de classe 1 sont une source de grande préoccupation à l'égard de plusieurs facteurs, et les effets mesurés ou observés sont documentés. Selon l'information propre au site, l'étape 5 (absence de certitude suffisante concernant les sources ou les causes) ou l'étape 7 (certitude suffisante pour la prise de décisions en matière de gestion) est engagée pour ces sites aquatiques contaminés.
- **Classe 2** - Priorité d'intervention moyenne : les renseignements disponibles indiquent une grande possibilité d'effets nocifs, sans que généralement le risque pour la santé humaine et pour l'environnement soit imminent. Cela dit, il peut être utile de réaliser d'autres études pour confirmer la classification du site ou déterminer quel type de mesures il conviendrait de prendre.
- **Classe 3** - Priorité d'intervention faible : les renseignements disponibles indiquent que ces sites aquatiques contaminés ne suscitent pas actuellement de grande préoccupation. Cela dit, il convient éventuellement de compléter l'étude pour confirmer la classification, ou pour déterminer si certaines mesures d'assainissement/de gestion du risque sont requises. Les sites aquatiques contaminés de la classe 3 peuvent ou non faire l'objet d'une évaluation supplémentaire à l'étape 5, selon les ressources disponibles. De toute évidence, il ne s'agit pas des sites aquatiques contaminés qui suscitent les plus grandes préoccupations.
- **Classe N** - Priorité d'intervention nulle : les renseignements disponibles indiquent que la probabilité d'effets environnementaux importants ou de menaces importantes pour la santé humaine est à son plus faible. Vraisemblablement, il existe un faible potentiel de risque, à moins que de nouveaux renseignements ne révèlent un problème plus grave,

auquel cas il faudrait réévaluer le lieu. Les sites de classe N peuvent dépasser les recommandations du CCME ou d'autres en l'absence de biodisponibilité chimique conduisant à une toxicité ou en l'absence de récepteurs ou de voies de passage pour les contaminants chimiques vers des récepteurs.

- **Classe INS** - Renseignements insuffisants : les renseignements disponibles sont insuffisants pour classer ces sites aquatiques contaminés. Dans ce cas, il convient de recueillir des renseignements supplémentaires pour combler les lacunes. L'étape 5 peut alors être entreprise, selon les ressources disponibles et les autres priorités.

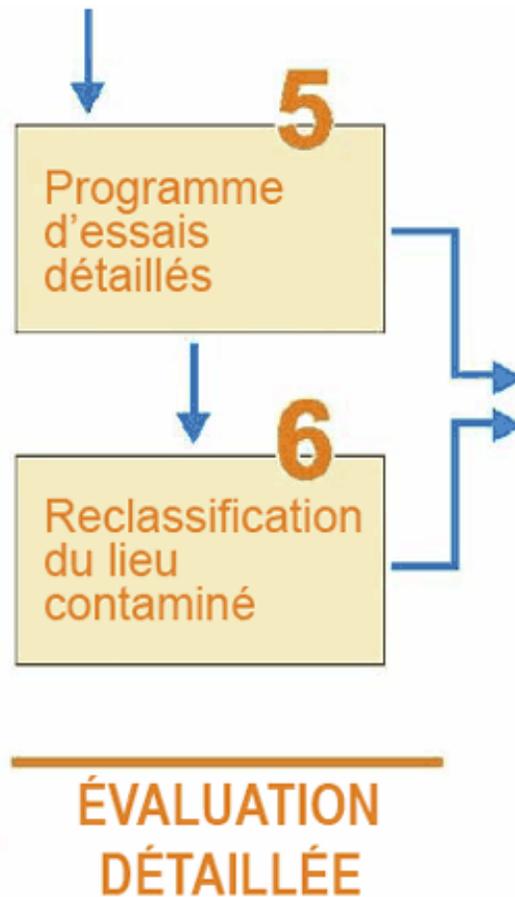
## 2.4 Évaluation détaillée du risque (ÉD)

*Justification* : Les sites aquatiques qui n'avaient pas pu être classés à l'étape 4 sans renseignements supplémentaires, ou au sujet desquels les gardiens nécessitent davantage d'information pour pouvoir prendre des décisions, feront l'objet d'un examen approfondi (étape 5), après quoi ils seront reclassés (étape 6).

Les étapes 5 et 6 du cadre comprennent des analyses détaillées des sites aquatiques contaminés, suivies d'une reclassification. Ces sites sont ensuite classés en ordre de priorité en vue de la prise de mesures de gestion ou sont exclus de toute étude ultérieure. Les essais détaillés (étape 5) sont effectués comme il est décrit dans l'ACO (pages 19 à 22).

## Figure 6 : ÉD - étapes 5 et 6 pour l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés

Source : Golder Associates Ltd. (Chapman, 2011)



### 2.4.1 Étape 5 : Programme d'essais détaillés

*Justification* : Les sites aquatiques devront faire l'objet d'une évaluation approfondie lorsqu'ils ne peuvent être classifiés correctement, lorsque la classification pourrait bénéficier d'une validation supplémentaire, ou lorsqu'il est anticipé que des travaux futurs (à savoir, l'élaboration d'une stratégie d'assainissement/de gestion du risque) nécessiteront des informations précises.

Le Programme d'essais détaillés s'applique, au besoin, dans les cas hautement prioritaires, aux sites aquatiques contaminés entrant dans la classe A de l'étape 4. Ces sites font l'objet des mesures de gestion, mais nécessitant des informations supplémentaires pour permettre de définir les interventions précises à réaliser (p. ex. la cause des effets mesurés ou observés reste à déterminer). Le Programme d'essais détaillés s'applique aussi par ordre de priorité aux sites aquatiques contaminés classés 2, 3 et INS à l'étape 4.

Cette étape définit davantage la nature de la contamination du site aquatique par les effets mesurés/observés ou soupçonnés, afin de pouvoir les classer plus précisément à l'étape 6 (section 2.4.2). Le Programme d'essais détaillés porte généralement seulement sur les sujets de préoccupation définis dans le cadre du Programme d'essais initiaux (étape 3, section 2.3.1). Les objectifs de l'étape 5 sont les suivants :

- combler les lacunes dans les renseignements et les données, relevées à l'étape 3 du programme d'essais initiaux (c.-à-d. réduire l'incertitude). Par exemple, en recueillant un plus grand nombre d'échantillons pour quantifier l'étendue de la contamination. Les concentrations de fond naturelles sont aussi mieux définies;
- délimiter la zone de contamination;
- définir les conditions de référence;
- améliorer le MCS;
- fournir les renseignements nécessaires pour actualiser la classification du site (étape 6);
- fournir les renseignements nécessaires pour élaborer un plan d'assainissement/de gestion du risque (étape 7), au besoin, et contribuer notamment aux devis et aux documents d'appel d'offres.

Les données recueillies au cours du programme d'essais détaillés devraient être suffisamment représentatives des conditions du site aquatique contaminé pour permettre d'améliorer le MCS et de fournir des renseignements pertinents pour la prise de décisions en matière de gestion/d'assainissement du site. Cette information, qui est équivalente à une évaluation environnementale de site de phase III, peut être utilisée conjointement avec le soutien d'experts pour réaliser une reclassification des sites aquatiques contaminés.

Le programme d'essais détaillés comprend les éléments suivants et vise à produire des données fiables et représentatives du site aquatique contaminé analysé :

- examen sur le terrain ou en laboratoire et échantillonnage, comprenant des procédures appropriées d'AQ/CQ;
- analyse des échantillons par des laboratoires agréés (p. ex., la CALA en respectant les procédures appropriées d'AQ/CQ);
- interprétation et évaluation des données.

Selon un jugement professionnel, il faut mener des essais de toxicité des sédiments dans les sites contaminés par des polluants organiques et inorganiques. Les mesures chimiques à elles seules ne suffisent pas à prédire de façon fiable la biodisponibilité et la toxicité de ces deux types de polluants (Hamers *et al.*, 2010). Par exemple, les conditions propres au site détermineront si les contaminants organiques sont biodisponibles et toxiques (Sui *et al.*, 2010; McDonough *et al.*, 2010).

Le programme d'essais détaillés diffère du programme d'essais initiaux en ce que les mesures utilisées comprennent souvent des analyses biologiques (p.ex. essais de toxicité, échantillonnage des tissus) ou des données sur la communauté écologique (p.ex. macroinvertébrés benthiques, relevés quantitatifs des communautés végétales), tandis que le programme d'essais initiaux est généralement limité à des comparaisons avec des recommandations établies pour la qualité de l'environnement. Le programme d'essais détaillés prévoit un processus systématique semblable d'échantillonnage, d'analyse, d'évaluation, de conclusions et de recommandations. Toutefois, afin de délimiter la contamination, un plus grand

nombre d'échantillons sont habituellement prélevés, et un plus petit nombre de substances chimiques sont analysées. Comme il sera expliqué plus loin à la section 2.5.1, il faudrait mettre davantage l'accent sur des méthodes biologiques ou écologiques, car elles offrent une plus grande pertinence pour les objectifs de gestion des sites.

Les résultats des éléments décrits ci-dessus devraient servir à améliorer le MCS en réexaminant les CPP, les RPP et les liens d'exposition entre eux, à la lumière des données supplémentaires tirées du programme d'essais détaillés. La portée du programme d'essais détaillés devrait être basée sur la programme d'essais initiaux et sera dictée par le degré, la nature (p. ex. la biodisponibilité), l'étendue et l'importance de la contamination.

Les essais détaillés doivent renforcer les données d'évaluation existantes et répondre à la question suivante afin de permettre une classification finale, à l'étape 6 (section 2.4.2) :

- Le site aquatique contaminé présente-t-il un risque potentiellement inacceptable sur le plan humain ou écologique, de telle sorte que des mesures de gestion sont nécessaires?

Un MCS valable peut être élaboré à partir des informations recueillies. Pour commencer, l'étendue horizontale et verticale de la contamination des sédiments, et les risques écologiques ou humains connexes, doivent être correctement évalués. Des sédiments superficiels (jusqu'à une profondeur d'environ 10 cm) doivent être évalués et des sédiments profonds doivent être pris en compte si la possibilité d'une future exposition est envisageable en raison de facteurs naturels (p. ex. une crue centennale) ou anthropiques (p. ex. dragage, construction, ancrage). Le MCS doit aussi indiquer comment évaluer la possibilité de migration des contaminants entraînés par les apports souterrains (p. ex. dans la zone hyporhéique) ou encore des étendues d'eau de surface ou des sédiments vers les eaux souterraines en période d'alimentation de la nappe phréatique (p. ex. au cours d'un été sec). La réponse aux questions qui précèdent et l'information recueillie au cours de cette étape et des précédentes doivent constituer une base solide, non seulement pour les décisions sur les mesures à prendre ou non, mais aussi quant à la priorité et forme que devraient prendre ces mesures.

Une fois un programme d'essais détaillés approfondi effectué, les décisions présentées ci-après dans le tableau 2 [fondées sur l'ACO (pages 12 à 14)] peuvent être prises en toute confiance, avec le soutien d'experts. En outre, la création d'une matrice décisionnelle pour l'évaluation du poids de la preuve survient à cette étape-ci (laquelle est présentée en détail à l'Annexe E du présent document ainsi qu'aux pages 14 à 18 de l'ACO).

**Tableau 2 : EP – Comparaisons et décisions**

Comparaison <sup>1</sup>	Décision
Aucun potentiel de bioamplification des contaminants des sédiments dans la chaîne trophique aquatique	Aucune évaluation complémentaire ou mesure d'assainissement n'est nécessaire en ce qui concerne la bioamplification
Potentiel de bioamplification des contaminants des sédiments dans la chaîne trophique aquatique	Risque potentiel; évaluation complémentaire nécessaire du potentiel de bioamplification
<hr/>	
Pour tous les paramètres de toxicité des sédiments : différence < 20 % par rapport aux stations de référence	Aucune évaluation complémentaire n'est nécessaire en ce qui concerne les essais toxicologiques en laboratoire
Pour un ou plusieurs paramètres de toxicité des sédiments : différence ≥ 20 % par rapport aux stations de référence	Risque potentiel; évaluation complémentaire nécessaire
<hr/>	
Les résultats des évaluations de la communauté benthique (s'ils sont appropriés et, si possible, fondés sur l'ACO; p. 13-14) sont statistiquement différents de la référence	Risque potentiel; effectuer une évaluation complémentaire et examiner les résultats
Les résultats des évaluations de la communauté benthique (s'ils sont appropriés et, si possible, fondés sur l'ACO; p. 13-14) ne sont pas statistiquement différents de la référence	Aucune évaluation complémentaire n'est nécessaire en ce qui concerne la communauté benthique
<hr/>	
Les concentrations de CPP dans les sédiments profonds (> 10 cm) sont en dessous des RPQS du CCME (CSE) et aucune des substances présentes n'a de propension à la bioamplification, <b>ou</b> les sédiments profonds sont très peu susceptibles d'être mis à découvert dans une suite raisonnablement prévisible de circonstances	Aucune évaluation complémentaire ou mesure d'assainissement n'est nécessaire; déterminer les mesures de gestion à prendre pour les sédiments superficiels pollués
Les concentrations de CPP dans les sédiments profonds (> 10 cm) sont au-dessus des RPQS du CCME (CSE) ou une ou plusieurs des substances présentes à une propension à la bioamplification <b>et</b> les sédiments profonds (> 10 cm) peuvent être mis à	Risque potentiel; une évaluation complémentaire peut s'imposer

découvert dans une ou plusieurs circonstances raisonnablement prévisibles	
---	--

<sup>1</sup> Il faut remarquer trois différences importantes entre l'ÉD du présent cadre et celle de l'ACO (p. 13) : 1) la première comparaison ne comprend pas l'expression « pas de différence statistiquement significative » et précise que la différence est inférieure à 20 % plutôt qu'inférieure ou égale à 20 %. La deuxième comparaison précise que la différence est supérieure ou égale à 20 % plutôt que simplement supérieure à 20 %. 3) Il faut aussi tenir compte de la possibilité de toxicité future (p. ex., en raison de l'émergence d'eaux souterraines profondes).

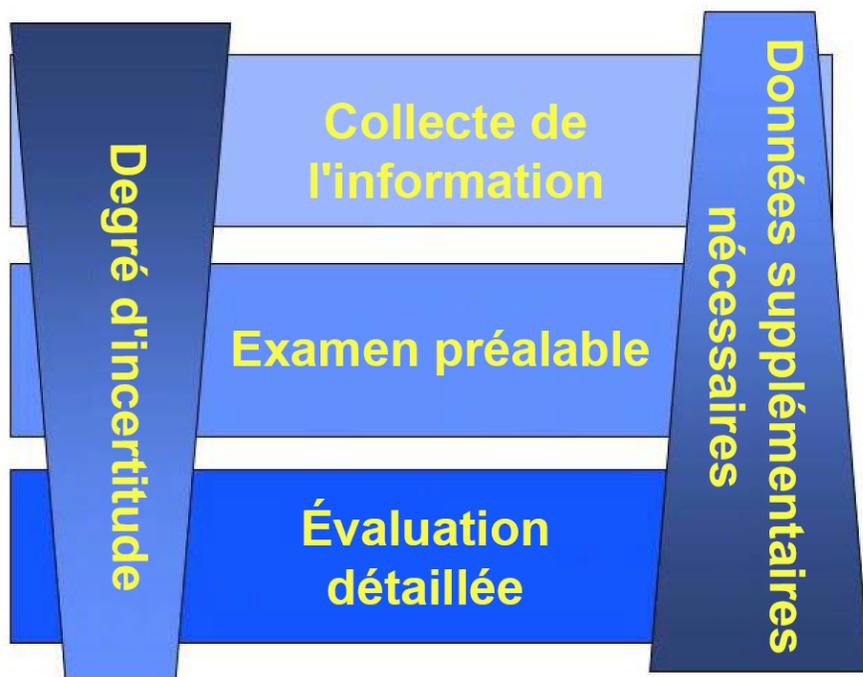
#### **2.4.2 Étape 6 : Reclassification du site**

*Justification* : Les nouveaux renseignements obtenus à l'étape 5 sont appliqués à l'approche utilisée initialement à l'étape 4 pour reclasser les sites aquatiques et déterminer la priorité d'action.

Le *Système de classification des sites aquatiques (2018) du PASCF* est encore appliqué à la reclassification des sites aquatiques contaminés, ou alors la classification initiale est confirmée. À cette étape, les sites déterminés non contaminés sont exclus de toute considération ultérieure. Il ne devrait pas y avoir de site de classe INS; l'information recueillie devrait maintenant être suffisante pour que l'on puisse affecter un ordre de priorité approprié à tous les sites aquatiques contaminés. Si des informations étaient toujours manquantes, il faudrait poursuivre les activités prévues à l'étape 5 jusqu'à ce que toutes les lacunes dans les données soient comblées.

## Figure 7 : Approche séquentielle de l'évaluation du risque (étapes 1 à 6)

Source : Golder Associates Ltd (2006). (Collecte de l'information = étapes 1-2; examen préalable = étapes 3-4; évaluation détaillée = étapes 5-6)



## 2.5 L'assainissement/gestion du risque

*Justification* : Les gardiens doivent déterminer la meilleure méthode à suivre pour traiter les sites dont la contamination est confirmée.

Les étapes 7 et 8 du cadre comprennent l'élaboration et la mise en œuvre d'une stratégie d'A/GR pour les sites aquatiques contaminés pour lesquels des mesures de gestion sont prévues en priorité. Les considérations et les analyses biologiques propres au site forment la base des objectifs d'assainissement d'un site aquatique contaminé. De façon générale, les objectifs d'assainissement d'un site doivent être chiffrés. La mise en œuvre de mesures de gestion du risque doit inclure la prise en compte de la stratégie d'attribution des contrats et la manière dont l'entrepreneur, au nom du gardien, pourra gérer les risques en matière de santé, de sécurité et d'environnement. Les activités de GR bénéficieraient de la réalisation d'études de cas relatives à l'établissement, à l'application et à la mise en œuvre d'objectifs chiffrés pour l'assainissement du site.

Les 11 principes d'A/GR suivants [basés sur le document de l'USEPA (2002a)] doivent être appliqués :

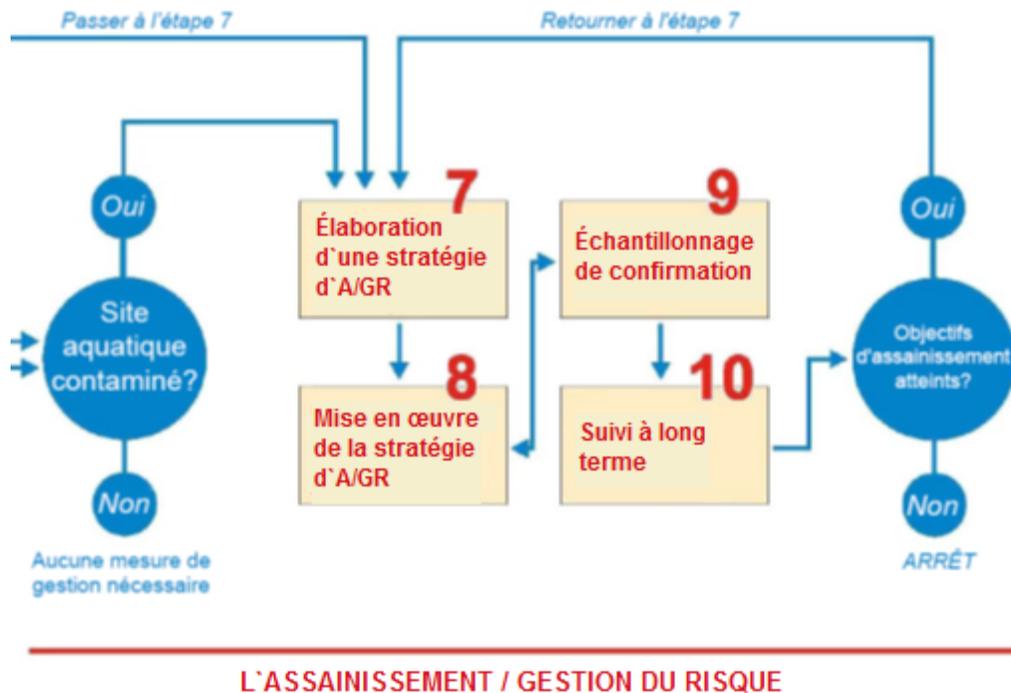
1. vérifier les sources de contamination dès les premiers stades;
2. faire participer la collectivité dès le départ et souvent;
3. coordonner les activités avec les provinces, les territoires, les administrations publiques locales et les peuples autochtones;
4. élaborer et améliorer un MCS qui tient compte de la stabilité des sédiments;
5. utiliser une approche itérative dans un cadre axé sur le risque;
6. évaluer attentivement les hypothèses et les incertitudes associées aux données de caractérisation du site et aux modèles du site;
7. choisir des approches de A/GR adaptées aux sédiments présents, au projet et au site et qui permettront d'atteindre les objectifs axés sur le risque;
8. fixer un niveau d'assainissement des sédiments clairement pertinent en fonction des objectifs de A/GR;
9. maximiser l'efficacité des mesures de contrôle institutionnelles et reconnaître leurs limites;
10. concevoir des mesures d'assainissement qui permettent de minimiser les risques à court terme, tout en offrant une protection à long terme;
11. surveiller les milieux appropriés (eau, sédiment, ou tissus) pendant et après le contrôle des sources ou l'assainissement des sédiments afin de vérifier et de documenter l'efficacité des mesures.

Il convient de noter que l'assainissement de certains sites aquatiques contaminés sera complexe. Une évaluation du risque est souvent effectuée afin de faciliter la sélection de mesures durables et locales d'A/GR (Sparrevik et Breedveld, 2009) ou de justifier la prise de mesures supplémentaires. Dans certains cas, il faudra recourir à des essais à l'échelle du laboratoire ou à des essais géotechniques spécialisés propres au site.

**Figure 8 : Stratégie de gestion du risque (étapes 7-8), échantillonnage de confirmation (étape 9), et suivi à long terme (étape 10) pour l'évaluation et la gestion de sites aquatiques contaminés**

Source : Chapman (2011) Golder Associates Ltd.

Ces étapes font suite à l'EP et à l'ÉD.



### 2.5.1 Étape 7 : Élaborer une stratégie de l'assainissement/gestion du risque

*Justification* : Les gardiens doivent élaborer une stratégie d'A/GR propre au site, laquelle pourrait comprendre une évaluation du risque qui servira à traiter la contamination trouvée à leur site. Utiliser l'information recueillie au cours du processus qui a permis de classer les sites aquatiques contaminés pour élaborer cette stratégie.

Le but est d'élaborer une stratégie de gestion environnementale adaptative du site qui permettant de réduire les concentrations de contaminants préoccupants, de même que l'exposition à ces derniers, de sorte que les risques existants ou possibles pour les humains et l'environnement deviennent négligeables. Généralement, les sites pris en compte à l'étape 7 sont bien définis en matière de distribution, de délimitation, de destin et de transport des contaminants, ainsi que de risques pour la santé humaine et l'environnement.

Selon le PASCf, un financement pour des projets d'A/GR est accordé uniquement pour les sites contaminés où l'activité à l'origine de la contamination est antérieure au 1<sup>er</sup> avril 1998. Lorsque des sources de contamination actuelles ne sont pas contrôlées ou soumises à une gestion du risque, le site n'est généralement pas admissible à du financement. Néanmoins, il peut y avoir des circonstances où le traitement de ces sites est justifié. Par conséquent, ces situations doivent faire l'objet de discussions supplémentaires avec le soutien d'experts et le secrétariat du PASCf, au cas par cas (PASCf, 2012).

#### 2.5.1.1 Facteurs de gestion du risque

*Justification* : Dans la mesure du possible, l'exposition à la contamination peut être réduite de manière telle qu'elle ne constitue plus un risque pour la santé humaine ou l'environnement.

Certains éléments doivent être pris en compte pendant l'élaboration de stratégies de gestion du risque. La gestion du risque comprend une des deux activités suivantes ou les deux : limiter l'utilisation du site par des récepteurs préoccupants et/éliminer ou réduire la voie d'exposition à la contamination. L'exposition se rapporte aux liens entre les RP et les CP. Les facteurs clés de toute stratégie de gestion du risque comprennent notamment ce qui suit :

- le respect des normes, critères et recommandations;
- l'efficacité à long terme et la permanence;
- les restrictions de mise en œuvre (p. ex. le dragage pour la navigation élimine la possibilité de confinement en milieu aquatique);
- les coûts d'investissements et de fonctionnement;
- les possibilités (p. ex. les utilisations futures);
- la protection générale de la santé publique et de l'environnement;
- la tolérance au risque (par le public, les décideurs et le promoteur);
- l'acceptation par la communauté.

La stratégie de gestion du risque doit être basée sur un énoncé clair du problème nécessitant la prise de mesures et des objectifs de gestion du site. L'efficacité de toute décision de gestion du risque sera alors jugée par rapport à ces objectifs.

Selon les caractéristiques des contaminants et du site, la gestion du risque peut se limiter à éliminer la source de contamination et à laisser ensuite les processus de rétablissement naturels assainir le site aquatique. Les paragraphes qui suivent se fondent sur le principe que les sources ont été contrôlées.

### **2.5.1.2 Facteurs d'assainissement du milieu aquatique**

*Justification* : Dans la mesure du possible, les milieux affectés par une contamination peuvent être assainis de manière telle qu'ils ne constituent plus un risque pour la santé humaine ou l'environnement.

Au moment de décider d'un plan d'action approprié, le gardien peut choisir de fonder simplement ses efforts d'assainissement sur les lignes directrices générales en matière de qualité de l'environnement (c.-à-d. Option A sous l'*Approche fondée sur des lignes directrices* de la CD; figure 9). Un scénario où de telles mesures seraient considérées comme un plan d'action approprié présenterait un site aquatique hautement contaminé et relativement restreint, classifié dans la classe 1 à l'étape 4 (c.-à-d., un « point névralgique »), au sujet duquel tous les intervenants conviennent qu'il faut procéder à l'assainissement sans autre examen. Cette approche peut être envisagée lorsque les coûts d'assainissement sont moindres que ceux de tout autre examen et que les mesures d'assainissement ne causeront pas plus de dommages à l'environnement qu'elles en corrigeront, ou que les effets sur les récepteurs sont inacceptables et que le taux de contamination doit être abaissé immédiatement.

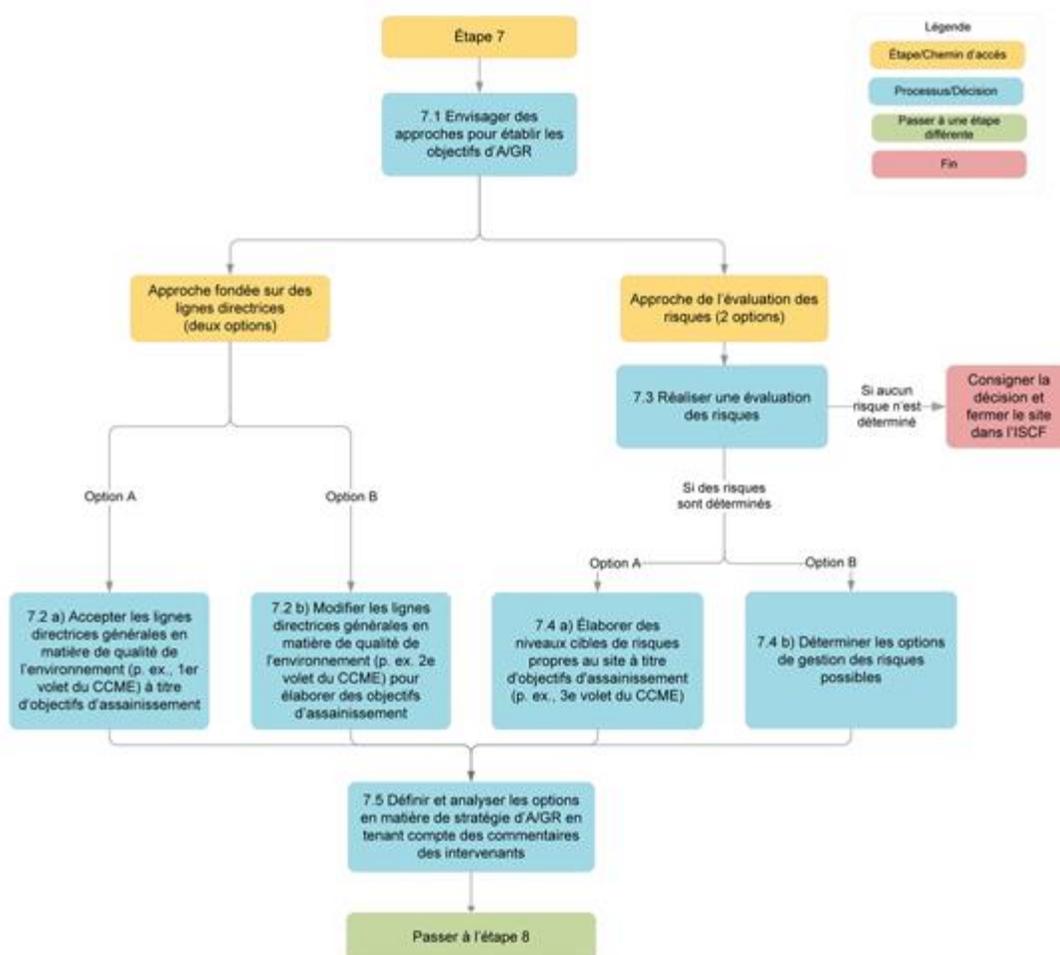
Cependant, il est important de souligner que les efforts d'assainissement ne sont habituellement pas fondés sur les lignes directrices générales en matière de qualité de l'environnement, mais

plutôt sur des objectifs quantitatifs propres au site établis en adaptant les lignes directrices générales aux conditions propres au site, ou en fonction de l'évaluation du risque. Cela s'explique du fait que les recommandations générales pour la qualité de l'environnement ne doivent pas guider seules la prise de décisions, parce qu'elles ne sont pas adaptées aux conditions propres au site. Elles doivent plutôt être utilisées comme des éléments déclencheurs d'études plus poussées (p. ex., pendant l'énoncé du problème de l'évaluation du risque [Desrosiers *et al.* 2009]). En général, on devrait disposer soit de données biologiques valables indiquant qu'une atteinte importante à l'écosystème aquatique résulte des CP du site, soit de preuves montrant que le site présente des risques inacceptables pour la santé humaine. Une décision d'assainissement des sites aquatiques contaminés basée sur le simple dépassement numérique des recommandations générales pour la qualité de l'environnement pourrait davantage perturber un habitat aquatique. Pour cette raison, les mesures d'assainissement doivent habituellement respecter les lignes directrices générales modifiées en fonction des résultats d'une ÉD (Option B en vertu de l'*Approche fondée sur des lignes directrices* du CD; figure 9) et/ou une évaluation du risque (Option A de l'*Approche d'évaluation des risques* du CD; figure 9).

Des objectifs numériques d'assainissement propres au site devraient être élaborés pour protéger la santé humaine et l'environnement de la même manière que les recommandations générales sont conçues à cet effet. Comme indiqué précédemment, ces objectifs ne doivent pas être basés sur des recommandations générales pour la qualité de l'environnement qui sont ordinairement trop prudentes (par exemple basées sur des concentrations chimiques totales, sans tenir compte de la biodisponibilité de l'endroit). Les lignes directrices sur la qualité des sédiments propres au site ou les objectifs d'assainissement chiffrés propres au site doivent être utilisés en fonction de l'information produite précédemment, en adaptant les lignes directrices générales afin de refléter les conditions propres au site, ou en fonction d'une évaluation du risque. Ces options propres au site sont représentées ci-dessous par l'Option B de l'*Approche fondée sur des lignes directrices* et l'Option A de l'*Approche d'évaluation des risques* du CD (figure 9).

**Figure 9 : Étapes de l'élaboration d'une stratégie de l'assainissement/gestion du risque comprenant l'assainissement (étape 7)**

Source : Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF). 2016. Cadre décisionnel pour les sites contaminés fédéraux.



Les points développés ci-dessous doivent être considérés comme des conditions préalables à la planification de l'assainissement :

- *Il est important de déterminer les causes de contamination avant de prendre des mesures d'assainissement nécessitant des ouvrages.* Si les causes ne sont pas déterminées, les solutions proposées pourraient ne pas être appropriées et par conséquent les risques n'en seront pas réduits. Des méthodes de définition des causes sont décrites dans Chapman et Hollert (2006) et dans le document d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario (2008, p. 18). Vous pouvez vous

reporter Document d'orientation sur l'ÉRE, Module 4 (PASC, 2013), qui porte sur les quatre principales étapes, y compris l'évaluation de la causalité.

- *Il est important que les sources continues de contamination soient contrôlées avant toute mesure corrective.* Les mesures d'assainissement sont habituellement intrusives sur le plan écologique et financièrement coûteux. L'élimination ou le contrôle de la source est une condition préalable à l'assainissement du milieu aquatique, afin que les perturbations associées aux mesures d'assainissement n'aient pas à être répétées. Dans le cadre du PASC, un financement est accordé à des projets d'assainissement et de gestion des risques uniquement pour les lieux contaminés où l'activité à l'origine de la contamination est antérieure au 1<sup>er</sup> avril 1998 et où les sources continues de contamination sont contrôlées.
- *Il est important que les mesures d'assainissement ne causent pas plus de dommages à l'environnement qu'elles n'en corrigent.* Il vaut mieux éviter les mesures d'assainissement qui offrent relativement peu d'avantages pour l'environnement par rapport aux dommages et aux coûts financiers connexes qu'elles entraînent. Afin de prévenir les effets environnementaux nocifs, il faut envisager de recourir à des technologies de remplacement novatrices ou durables.

Théoriquement, les objectifs de qualité des sédiments (OQS) doivent s'appuyer sur une évaluation du risque écologique (ÉRE) et une évaluation du risque pour la santé humaine (ÉRS) qui comprennent des données chimiques et biologiques (obtenues en laboratoire et sur le terrain). Autrement dit, ils doivent être fondés sur les renseignements obtenus précédemment, à condition que, pour l'ÉRE, les résultats des analyses de la communauté benthique résidante (si elles peuvent être effectuées) l'emportent sur les résultats des analyses de toxicité faites en laboratoire, pourvu que ces dernières possèdent les moyens appropriés pour détecter des changements (Suter *et al.* 2002; Chapman 2007; McPherson *et al.* 2008; Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2008; Fletcher *et al.* 2008).

Lorsque les OQS auront été établis, il sera possible de développer la stratégie d'A/GR. Celle-ci exposera les mesures ou solutions précises requises pour atteindre les objectifs (p. ex. réduire ou atténuer l'exposition des RPP aux CPP). Les mesures d'assainissement/gestion du risque appropriées sont influencées non seulement par la réduction du risque, mais aussi par les facteurs techniques, économiques et sociaux propres au site aquatique contaminé et aux intervenants, y compris les peuples autochtones.

Dans certains cas, la gestion du site peut inclure un suivi plutôt que des mesures physiques (p. ex. le suivi du rétablissement naturel [SRN; Magar *et al.*, 2009]). Le programme du PASC a élaboré un document d'orientation très pertinent sur le suivi du rétablissement naturel, le « Guide du suivi du rétablissement naturel (SRN) dans les sites aquatiques contaminés fédéraux » (PASC 2017). Certaines mesures de gestion possibles sont décrites à la figure 10 concernant les coûts et la réduction des risques propres au site, et des renseignements additionnels sont fournis au tableau 3. La réduction des risques sur un site aquatique contaminé peut, sans planification appropriée et mesures de contrôle, donner lieu à une augmentation du risque en dehors du site (p. ex., des eaux souterraines ou de surface contaminées par la

lixiviation des dépôts de déblais de dragage). Pour cette raison, il faut envisager un plan de gestion environnemental (PGE) adapté (section 2.5.2) comme partie intégrante de toute activité d'assainissement de l'environnement.

Il n'y a pas de solution sans risque pour la gestion des sédiments contaminés. Il conviendrait donc d'entreprendre une analyse coûts-bénéfices financiers et une analyse coûts-bénéfices environnementaux (c.-à-d. une analyse comparative des risques) afin de faciliter la détermination de la stratégie optimale de l'assainissement/gestion du risque et, le cas échéant, d'établir un ordre de priorité pour leur assainissement. Les principales questions à poser sont les suivantes :

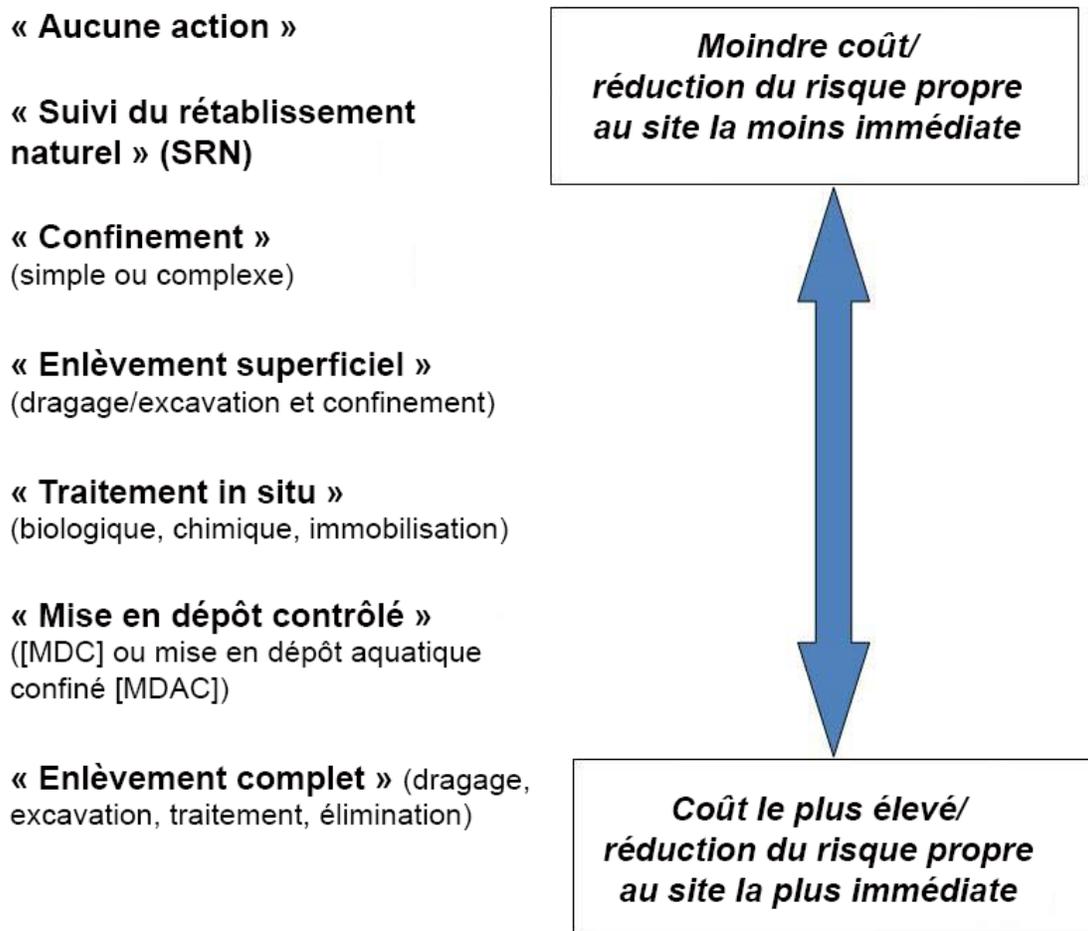
- Quels changements découleront de la prise des mesures de gestion proposées?
- Dans l'ensemble, ces mesures de gestion profiteront-elles à la santé humaine et à l'environnement?
- Les mesures de gestion proposées sont-elles les meilleures options ou existe-t-il de meilleures solutions?

Il faudra peut-être entreprendre des recherches pour évaluer la capacité d'application et l'efficacité des différentes mesures d'assainissement possibles du site aquatique contaminé. Il faut examiner en détail les technologies applicables au moment de choisir les mesures d'assainissement. Le MPO a élaboré un document d'orientation pour aider à effectuer cette tâche : « Évaluation des impacts sur le poisson et son habitat des techniques d'assainissement des sédiments indiquées dans les plans d'action pour l'assainissement des sites contaminés fédéraux » (MPO 2016). De plus, Services publics et Approvisionnement Canada (SPAC) tient à jour un outil complet comportant des documents de référence importants appelé [le guide d'orientation pour la sélection de technologies de décontamination \(GOST\)](#). Le GOST est une base de données et un outil décisionnel créé conjointement par l'Institut de recherche en biotechnologie du Conseil national de recherches du Canada et SPAC afin d'aider les gestionnaires des sites contaminés à sélectionner les techniques d'assainissement les plus appropriées.

**Figure 10 : Mesures de gestion possibles pour les sites aquatiques contaminés après le contrôle à la source**

Source : Golder 2006

Les plans adaptés réunissent souvent ces options; cependant, la réduction du risque propre au site peut augmenter le risque ailleurs (p. ex. élimination des matériaux de dragage)



**Tableau 3 : Mesures de gestion possibles pour les sites aquatiques contaminés : pertinence, exigences et répercussions**

Des références utiles sont fournies à l'annexe A. Le suivi est un élément obligatoire de toutes ces mesures de gestion possibles.

Restrictions	Suivi du rétablissement naturel <sup>1</sup>	Traitement <i>in situ</i>	Confinement	Dragage et élimination <sup>2</sup>
<b>Appropriée pour les sédiments aux caractéristiques suivantes</b>	Toxicité faible; impact sur la communauté benthique; préoccupation faible à l'égard de la bioamplification; risque négligeable pour la santé humaine	Toxicité aiguë; substances susceptibles de bioamplification; risque pour la santé humaine	Toxicité aiguë; substances susceptibles de bioamplification; possibilité de perturbation future des sédiments et d'exposition des sédiments profonds (> 10 cm) contaminés; risque pour la santé humaine	
<b>Non appropriée pour les sédiments aux caractéristiques suivantes</b>	Toxicité aiguë, préoccupation élevée à l'égard de la bioamplification	Conditions de fond instables; produits chimiques non traitables; nécessité d'enlèvement/isolement rapide; possibilité de perturbation future des sédiments et d'exposition des sédiments profonds (> 10 cm) contaminés	Conditions de fond instables; nécessité d'enlèvement/isolement rapide	[appropriée pour tous les sédiments]
<b>Exigences</b>	Aire stable/de sédimentation; taux de sédimentation suffisamment élevé; faible potentiel de perturbation (c.-à-d. conditions qui réduisent progressivement l'exposition des RPP aux CPP)	Contaminants pouvant être traités dans un délai raisonnable	Fond relativement uniforme; faible énergie; courte distance de déplacement des matériaux de confinement; plan d'entretien à long terme possible	Minimisation de la turbidité ou des pertes de sédiments pendant l'enlèvement/la manutention; réaménagement des sites; site de mise en dépôt
<b>Répercussions</b>	L'utilisation de la zone peut être limitée avec répercussions économiques possibles; cependant, aucun problème de perte, élimination ou remise en suspension des sédiments	L'utilisation de la zone peut être limitée; traitement de la surface des dépôts sédimentaires seulement; cependant, aucun problème d'élimination des sédiments	L'utilisation de la zone peut être limitée, avec répercussions économiques possibles; peut avoir des effets sur la navigation (changement de la profondeur de l'eau); effet à court terme sur l'habitat aquatique	Répercussions à court terme sur l'habitat aquatique et la navigation

<sup>1</sup>Pour se renseigner sur le confinement par couche mince destiné à améliorer le rétablissement naturel : Merritt *et al.*(2010). Il faut envisager des actions telles que SNR dans les milieux sensibles et particuliers qui subiraient des dommages irréversibles si l'on appliquait des mesures de gestion intrusives comme le confinement (autre qu'un éventuel confinement par couche mince) ou le dragage.

<sup>2</sup> Pour se renseigner sur les procédés de dragage et leur efficacité à assainir le milieu : Bridges *et al.* (2010).

## **2.5.2 Étape 8 : Mise en œuvre de la stratégie de l'assainissement/gestion du risque**

*Justification* : La stratégie d'A/GR élaborée à l'étape 7 (section 2.5.1) est mise en œuvre; elle comprend notamment un plan d'action d'assainissement (PAA) ou un plan d'action de gestion du risque (PAGR), un PGE et le choix d'un ou de plusieurs entrepreneurs appropriés pour les travaux d'assainissement/gestion du risque.

Selon le site aquatique contaminé visé, sa sensibilité ou la proximité de zones sensibles et la complexité des problèmes de contamination, les mesures d'A/GR peuvent varier, allant d'un simple correctif mis en application sur une période relativement courte jusqu'à une stratégie complexe ou une combinaison de stratégies étalées sur une période relativement longue. L'évaluation complète de toutes les solutions, une planification attentive des mesures d'A/GR et une mise en œuvre contrôlée, quoiqu'adaptative (gestion adaptative), faciliteront l'assainissement efficace d'un site aquatique contaminé.

### **2.5.2.1 Préparation d'un plan d'action pour l'assainissement/gestion du risque**

*Justification* : Le PAA/PAGR tient compte des problèmes environnementaux établis lors de l'évaluation détaillée (étape 5) et élabore un plan d'A/GR en conséquence. Cela inclut la mise en œuvre et une surveillance potentiellement à long terme.

En général, le PAA doit être établi avec l'aide d'experts. Le Plan d'action doit inclure un programme de santé et de sécurité des travailleurs, ainsi que les documents d'appel d'offres des entrepreneurs. Un entrepreneur qualifié est retenu et, selon le niveau d'expérience et les compétences de l'équipe, il est chargé de fournir la documentation appropriée et est responsable de l'AQ/CQ et doit communiquer avec les intervenants, y compris les peuples autochtones, s'il y a lieu, pendant la mise en œuvre du plan d'assainissement/gestion du risque. Si les entrepreneurs locaux ne possèdent pas l'expérience, l'expertise ou les connaissances nécessaires pour mener à bien des éléments hautement spécialisés des travaux, ces éléments peuvent être donnés en sous-traitance.

Le PAA/PAGR doit comprendre :

- un résumé des conclusions d'examen antérieurs du site (p. ex. des étapes 1 à 6);
- les CPP;
- les RPP;
- l'identification, la quantification et la caractérisation des sédiments à assainir/devant faire l'objet d'une gestion du risque;
- le résumé des solutions d'A/GR évaluées et de la méthode utilisée pour le choix de la stratégie privilégiée;
- un plan de mise en œuvre détaillé incluant un échéancier et les coûts connexes;
- des mesures de contrôle visant à minimiser les risques pour les humains et l'environnement pendant la mise en œuvre de la solution d'assainissement, notamment pour la santé et la sécurité des travailleurs;

- un plan d'urgence en cas d'imprévu (p. ex. déversement de mazout, rejet de contaminants des sédiments dans la colonne d'eau);
- la détermination du devenir des contaminants résiduels;
- la description des plans d'échantillonnage de confirmation (étape 9) et le suivi à long terme (étape 10) si la situation l'exige.

Selon la complexité et l'ampleur du projet, un examen technique indépendant d'un PAA peut être utile, de même qu'une rétroaction des intervenants et des peuples autochtones, le cas échéant. Les organismes de réglementation fédéraux et provinciaux/territoriaux doivent être consultés au sujet des exigences réglementaires, s'il y a lieu.

### 2.5.2.2 Plan de gestion de l'environnement

#### *Justification :*

Dans le cadre de la planification de l'assainissement, il est possible d'établir un plan de gestion de l'environnement (PGE) avec l'aide d'experts. Le PGE doit décrire les exigences relatives à la réglementation et aux autorisations requises pour le programme d'assainissement et définir les effets potentiels sur l'environnement et la façon dont ils peuvent être atténués. Le PGE expose aussi les critères de rendement environnemental (p. ex. les critères de turbidité) qui ne doivent pas être dépassés au cours des travaux, de même que les mesures à prendre au cas où ils le seraient.

Les exigences législatives varieront d'une province à l'autre. Voici quelques-unes des exigences fédérales :

- la [Loi canadienne sur l'évaluation environnementale \(LCEE\) de 2012](#) - les autorités fédérales doivent, en vertu de l'article 67 de la LCEE de 2012, déterminer la probabilité d'effets environnementaux négatifs importants pouvant découler d'un projet réalisé sur un territoire domaniale. Les entreprises plus importantes (définies dans l'annexe du *Règlement désignant les activités concrètes*) peuvent nécessiter la réalisation d'une évaluation environnementale fédérale officielle. La loi définit un projet comme étant une activité concrète liée à un ouvrage concret;
  - les lieux contaminés peuvent devoir faire l'objet d'un examen en vertu d'un régime d'évaluation environnementale dans le Nord (p. ex., [Loi sur l'évaluation environnementale et socioéconomique au Yukon](#), [Loi sur la gestion des ressources de la vallée du Mackenzie](#), [Convention définitive des Inuvialuit](#), [Loi concernant l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut](#)), qui est généralement déclenché lorsqu'un projet exige l'approbation ou le permis d'un organisme responsable;
- la [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(LCPE\) de 1999](#) - contribue au développement durable grâce à la prévention de la pollution ainsi qu'à la protection de l'environnement et de la santé humaine contre les risques associés aux substances toxiques;
- la [Loi sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs](#), 1994 - protège les oiseaux migrateurs, leurs œufs et leurs aires de nidification de la chasse, du braconnage et de la commercialisation. Elle offre également une protection contre le rejet de substances nocives pour les oiseaux migrateurs;

- la [Loi sur les pêches](#) - comprend les dispositions relatives à la protection des pêches (p. ex., l'article 35 qui interdit les ouvrages, les entreprises ou les activités qui peuvent causer des dommages sérieux aux poissons, sauf s'ils sont autorisés par le ministre) et les dispositions relatives à la prévention de la pollution (p. ex, le paragraphe 36(3) qui interdit le rejet de substances nocives dans des eaux où vivent des poissons); il convient de noter ce qui suit :
  - les ouvrages peuvent entraîner le rejet de substances nocives (p. ex., eau chargée de sédiments, contaminants rejetés pendant le dragage) et ces substances doivent être limitées à la source pendant les travaux d'assainissement; les restrictions quant au moment d'exécution des ouvrages et des activités constituent aussi une mesure d'atténuation et un outil de gestion courants qui servent à réduire les effets potentiels sur le poisson ou son habitat et qui peuvent avoir des répercussions importantes sur la planification des travaux proposés sur un site aquatique contaminé. Vous trouverez les mesures visant à éviter les dommages causés aux poissons et aux habitats des poissons sur le site Web du MPO à l'adresse suivante : <http://dfo-mpo.gc.ca/pnw-ppe/mesures-mesures/mesures-mesures-fra.html>;
  - une demande d'autorisation en vertu de l'alinéa 35(2)b) de la [Loi sur les pêches](#) peut être requise si l'ouvrage, l'activité ou l'entreprise ne peut être réalisé sans éviter ou atténuer les dommages sérieux aux poissons.
- la [Loi sur la protection de la navigation](#) - régleme les ouvrages réalisés dans les eaux navigables prévues ou sur, sous, au-dessus ou à travers celles-ci; la [Loi sur la protection des eaux navigables](#) - qui exige l'obtention d'une approbation avant le début des travaux dans les eaux navigables ou sur, sous, au-dessus ou à travers celles-ci;
- la [Loi sur les espèces en péril](#) - « la Loi a pour objet d'empêcher la disparition des espèces indigènes, des sous-espèces et des populations distinctes du Canada, de prévoir le rétablissement des espèces en voie de disparition ou menacées et de favoriser la gestion des autres espèces pour empêcher qu'elles ne deviennent des espèces en péril ». Il existe un certain nombre de documents sur les pratiques de gestion exemplaires qui donnent des orientations pour les travaux de différentes natures réalisés dans l'eau ou à proximité (annexe A). Le plan de gestion de l'environnement doit indiquer les bonnes pratiques de gestion s'appliquant au projet.

Lorsque l'entrepreneur s'apprête à réaliser les travaux d'assainissement, il devrait préparer un document particulier sur l'analyse des tâches pour la gestion de la santé, de la sécurité et de l'environnement. En ce qui concerne la gestion de l'environnement, de nombreux promoteurs exigent que l'entrepreneur présente un plan de protection de l'environnement (PPE) pour le projet. Le PPE est basé sur le PGE, mais il est propre au projet et il définit les rôles et responsabilités des employés de l'entrepreneur, l'emplacement du matériel d'intervention en cas de déversements, les mesures précises qui seront prises pour respecter les niveaux déclencheurs du PGE, etc.

### 2.5.2.3 Critères de sous-traitance

*Justification* : Certains éléments des sites contaminés peuvent être uniques et/ou complexes. Par conséquent, ils doivent être pris en considération au moment de sélectionner des entrepreneurs appropriés pour la réalisation d'activités d'assainissement et de gestion du risque.

La sélection d'un entrepreneur approprié pour la réalisation des activités d'A/GR exige de préparer un devis détaillé et un appel d'offres, ce qui doit comprendre un volet d'évaluation pour garantir que le soumissionnaire retenu possède des connaissances et de l'expérience relativement à l'utilisation de la technologie d'assainissement recommandée dans des conditions semblables à celles du site. Il faut également vérifier si l'entrepreneur dispose d'un programme efficace de gestion de l'environnement et de sécurité. Les plans et devis et l'appel d'offres doivent contenir :

- des descriptions et spécifications concises décrivant chaque élément du plan de mise en œuvre;
- un énoncé clair des objectifs du plan d'action pour l'assainissement;
- des renseignements pertinents sur le site aquatique contaminé, notamment :
  - étendue et volume des matériaux contaminés (CPP; OQS pour l'intervention/assainissement; empreinte horizontale et verticale);
  - bathymétrie/hydrologie/hydrogéologie du site;
  - propriétés physiques/géotechniques du site (p. ex. sédimentation/érosion; phénomènes extrêmes tels que dégel/érosion par la glace, tempêtes, inondations; facteurs anthropiques tels que dragage pour la navigation, sillage d'hélices, utilisations futures);
- des exigences clairement définies concernant la documentation et les rapports;
- des méthodes prédéterminées pour vérifier le volume des matériaux retirés (bathymétrie, volumes expédiés par camion, etc.), s'il y a lieu;
- une demande d'information détaillée sur les coûts et sur les taux unitaires des travaux supplémentaires imprévus éventuels afin de modifier le contrat;
- les critères de l'évaluation des offres.

Les soumissionnaires doivent avoir la possibilité de visiter le site aquatique contaminé sur demande. Ils doivent recevoir les rapports de site et avoir l'occasion de poser des questions ou de demander des précisions. Les réponses à ces questions ou demandes de renseignements doivent être communiquées à tous les soumissionnaires.

Les projets pour lesquels toutes les approbations sont obtenues attireront généralement davantage de soumissions concurrentielles. La plupart des entrepreneurs jugent qu'il est très risqué de donner un prix global s'ils doivent demander des autorisations à différents organismes, et ils intégreront ce risque dans leur soumission en augmentant leur prix. D'autres décideront de ne pas soumissionner, ce qui réduira le caractère compétitif de l'appel d'offres.

Les propositions élaborées en réponse aux plans et devis et à l'appel d'offres incluent habituellement les éléments suivants :

- une description concise de chaque composante du plan de mise en œuvre;
- un calendrier détaillé des travaux;
- un plan de santé, de sécurité et un PPE ou des indications sur la façon dont il sera élaboré si le contrat est obtenu;
- la description de toute étude de faisabilité proposée, y compris les essais en laboratoire;
- un plan de surveillance du site (pour les étapes 9 et 10 ci-dessous);
- un plan d'AQ/CQ incluant un système complet de documentation et de tenue de dossiers;

- les livrables, tels que des rapports de suivi environnemental, la confirmation des rapports d'assainissement, etc.;
- un plan d'intervention d'urgence,
- des renseignements détaillés sur les coûts.

Il est important de fournir à l'entrepreneur autant de renseignements que possible afin qu'il connaisse bien les conditions du site. Les changements par rapport aux conditions escomptées au cours du processus d'appel d'offres pourraient entraîner des coûts supplémentaires et le contrat pourrait devoir être modifié, ce qui causerait des retards dans les étapes déterminantes du projet.

## **2.6 Suivi de l'assainissement/de la gestion du risque**

*Justification* : L'échantillonnage de confirmation (étape 9) vise à s'assurer que les objectifs d'assainissement ont été atteints pendant et immédiatement après la mise en œuvre du plan d'action pour l'assainissement, tandis que la surveillance à long terme (étape 10) vérifie que les objectifs d'assainissement seront atteints dans un avenir prévisible.

Si l'échantillonnage de confirmation confirme que la stratégie choisie a permis d'atteindre les objectifs d'assainissement, il n'est pas nécessaire de passer à la prochaine étape. Si ce n'est pas le cas, un suivi à long terme est entrepris et il prendra fin lorsqu'il sera clair que le site aquatique contaminé a été assaini avec succès. Des directives générales à l'égard du suivi se trouvent à l'Annexe A.

Les étapes du suivi sont illustrées à la figure 8.

### **2.6.1 Étape 9 : Échantillonnage de confirmation**

*Justification* : L'échantillonnage de confirmation vise à s'assurer que les objectifs d'assainissement ont été atteints pendant et immédiatement après la mise en œuvre du plan d'action pour l'A/GR/PGR.

L'échantillonnage de confirmation est nécessaire pour démontrer que les risques pour les humains et l'environnement sont devenus négligeables à la suite de l'assainissement. En d'autres mots, la contamination a été éliminée (p. ex. par dragage) ou l'exposition à la contamination a été éliminée (p. ex. traitement in situ, confinement en milieu aquatique).

La zone d'assainissement doit faire l'objet d'un échantillonnage permettant de vérifier si l'objectif d'assainissement a été atteint (p. ex. les résidus des activités de dragage ne dépassent pas les OQS). Si ces objectifs ne sont pas atteints, il faudra entreprendre d'autres activités d'assainissement, suivies d'un échantillonnage de confirmation. De telles activités pourraient nécessiter de changer de technologie d'assainissement. Par ailleurs, si les objectifs sont atteints, les activités d'assainissement et les conditions du site qui en résultent sont documentées dans un rapport. L'information sur les conditions du site après assainissement et un échantillonnage de confirmation acceptable formeront la base du suivi à long terme subséquent (étape 10, section 2.6.2), au besoin.

L'échantillonnage de confirmation devrait, de préférence, mais pas nécessairement, être effectué par une tierce partie indépendante, ayant la compétence nécessaire pour ce genre de

travail, au moyen de méthodes d'échantillonnage normalisées et uniformes. L'échantillonnage de confirmation comporte les éléments suivants :

- échantillonnage sur le terrain ou essais en laboratoire, comprenant des procédures appropriées d'AQ/CQ;
- analyse des échantillons par des laboratoires agréés (p. ex. la CALA), comprenant des procédures appropriées d'AQ/CQ;
- interprétation et évaluation des données,
- une réponse claire à la question « Le site aquatique contaminé présente-t-il un risque inacceptable tel, sur le plan humain ou écologique, de sorte que d'autres mesures de gestion sont nécessaires »

La réponse à la question « Le site aquatique contaminé pose-t-il toujours un risque inacceptable pour les humains ou un risque écologique exigeant la prise de mesures de gestion supplémentaires? » sera fondée sur des recommandations ou des objectifs propres au site, visant à s'assurer que les objectifs d'assainissement sont atteints. Le soutien expert peut fournir des orientations à ce sujet (p. ex., Le dépassement d'une seule recommandation entraîne-t-il la non-conformité?) ECCO et SPAC ont élaboré un outil de fermeture de sites du PASC (2014) et un document d'orientation connexe (2013) qui comprend un outil intégré pour la validation d'évaluation des risques. Cet outil a pour but d'évaluer si les risques associés au site ont été réduits à un niveau acceptable grâce à la mise en œuvre de mesures d'assainissement ou de gestion du risque sur place. Cet outil Excel est disponible sur demande auprès du Secrétariat du PASC. Une orientation sur l'utilisation de cet outil a également été élaborée (Environnement Canada 2013).

### **2.6.2 Étape 10 : Suivi à long terme (s'il y a lieu)**

*Justification* : Le suivi à long terme de tous les travaux d'assainissement sert à vérifier si les objectifs d'assainissement seront atteints dans un avenir prévisible; le suivi prend fin quand cette vérification a été faite.

Michaud (2000) donne des orientations générales sur le suivi à long terme; cependant, la conception, la fréquence et la durée des éléments de suivi doivent s'ajuster au site et à la situation (annexe A). Le suivi doit être adapté et fondé sur les principes décrits par Lindermayer et Likes (2009) afin d'éviter les trois grands problèmes qui nuisent à son efficacité : 1) les mauvais facteurs (p. ex., des facteurs politiques plutôt que des études scientifiques efficaces); 2) une mauvaise conception initiale; et 3) le manque de clarté quant aux objectifs et aux composantes. Ce faisant, on arrivera ainsi non seulement à éviter la collecte de données inutiles et la mauvaise communication avec les intervenants (p. ex. que devrait-on surveiller?), mais aussi à favoriser l'évaluation de l'efficacité à long terme des mesures d'assainissement.

L'évaluation et les paramètres de mesure qui forment la base du suivi à long terme sont adaptés à la situation et au site, en fonction du MCS définitif (étape 5, section 2.4.1; annexe C). Le suivi à long terme doit :

- avoir une pertinence et une nécessité clairement établies pour la gestion (il n'y a rien à gagner à faire un suivi dans le seul objectif d'en avoir fait un);
- être transparent (c.-à-d. reproductible, avec toutes les données accessibles gratuitement) et techniquement valable (programme approprié d'assurance et de contrôle de la qualité);

- favoriser l'intégration (à l'interne, utiliser les paramètres de mesure suivant l'approche du poids de la preuve; à l'externe, assurer le lien entre le suivi individuel à la source et le suivi régional);
- être accepté *a priori* par tous les intervenants, y compris les peuples autochtones, le cas échéant;
- être effectué par des professionnels compétents.

Le suivi à long terme comporte d'autres éléments nécessaires, notamment une bonne conception statistique a priori et l'adaptation aux nouvelles connaissances à mesure qu'elles sont disponibles (p. ex. des révisions itératives tout en maintenant l'intégrité des données à long terme). Il faut non seulement comparer les résultats du suivi à long terme avec les objectifs d'assainissement (p. ex. les OQS du site), mais aussi définir les tendances des concentrations de contaminants et les autres tendances possibles (p. ex. les changements qui surviennent dans les conditions du site). De fait, ces changements pourraient exiger la prise en compte de RPP additionnels ou d'autres voies d'exposition. Une augmentation constante des concentrations d'un contaminant dans le temps pourrait indiquer une migration du contaminant (p. ex. le confinement en milieu aquatique ou le traitement in situ perdant de l'efficacité avec le temps) ou une nouvelle contamination par d'autres sources. Une orientation sur la non-conformité aux objectifs d'assainissement serait utile.

On peut mettre fin au suivi à long terme quand on peut répondre clairement par la négative à la question suivante : « Le site aquatique contaminé présente-t-il un risque humain ou écologique inacceptable dans un avenir prévisible, de telle sorte que des mesures de gestion supplémentaires sont requises? » À ce stade, le site aquatique contaminé peut être déclaré assaini. Cependant, si les objectifs d'assainissement ne sont pas atteints, le PAA doit être réévalué, ce qui peut nécessiter la reprise de l'étape 7 (section 2.5.1) et la prise de mesures d'intervention d'urgence et de gestion adaptative appropriées.

Le PASCFC a élaboré un document d'orientation sur la planification du suivi à long terme aux fins d'utilisation dans les sites contaminés fédéraux (PASCFC 2013). Ce document: 1) fournit un cadre pour l'élaboration et la mise en œuvre de plans de suivi à long terme scientifiquement valables; 2) favorise l'uniformité, dans la mesure du possible, entre les ministères fédéraux, les régions et les autorités réglementaires en ce qui concerne le contenu et la mise en œuvre des plans de suivi à long terme; et 3) établit des procédures pour déterminer les critères de décision avant la collecte de données relative au suivi à long terme. Le document d'orientation comprend des études de cas détaillées sur les programmes de suivi à long terme des sites aquatiques. Le document d'orientation complet (plus de 300 pages) est disponible sur demande auprès du Secrétariat du PASCFC et [le sommaire](#) du document figure sur le portail Web des sites contaminés fédéraux.

### 3.0 Références

American Society for Testing and Materials (ASTM). 2011. Standard Terminology Relating to Biological Effects and Environmental Fate. Designation: E 943-08. PA, United States.

Barnhouse, L.W. 2008. The strengths of the ecological risk assessment process: Linking science to decision making. *Int. Environ. Assess. Manage.* 4:299-305.

ASTSWMO (Association of State and Territorial Solid Waste Management Officials). 2009. [Framework for long-term monitoring of hazardous substances at sediment sites](#). The Sediments Focus Group. [PDF 775 KB]

Bay S, Berry W, Chapman PM, Fairey R, Gries T, Long E, MacDonald D, Weisberg SB. 2007. Evaluating consistency of best professional judgment in the application of a multiple lines of evidence Sediment Quality Triad. *Integr Environ Assess Manage* 3 : 491-497.

Boulton AJ, Thibault D, Kasahara T, Mutz M, Stanford JA. 2010. Ecology and management of the hyporheic zone: stream-groundwater interactions of running waters and their floodplains. *J N Am Benthol Soc* 29: 26-40.

Bridges TS, Gustavson KE, Schroeder P, Ells SJ, Hayes D, Nadeau SC, Palermo MR, Patmot C. 2010. Dredging processes and remedy effectiveness: relation to the 4 Rs of environmental dredging. *Integr Environ Assess Manage* 6 : 619-630 (DOI 10.1002/ieam.71).

CCME (Conseil canadien des ministres de l'Environnement). 1996. [Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale](#). Winnipeg (MB), Canada. [PDF 2.40 MB]

CCME. 1997. [Cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Annexes techniques](#). Winnipeg (MB), Canada. [PDF 3.91 MB]

CCME. 1999. Glossaire. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg (MB), Canada.

CCME. 2007. [Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement et tableau sommaire](#). Winnipeg (MB), Canada.

CCME. 2008. [Système national de classification des sites contaminés : Document d'orientation](#). Winnipeg (MB), Canada. [PDF 567 KB]

CCME. 2016. [Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine : volumes 1 à 4](#).

Chapman PM, Hollert H. 2006. Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? *J Soil Sed* 6: 4-8.

Chapman PM. 2007. Don't disregard the benthos in sediment quality assessments! *Mar Pollut Bull* 54: 633-635.

Chapman, P.M. 2011. Guidance Document: Framework for Addressing and Managing Aquatic Contaminated Sites Under the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP). Rapport final. Golder Associates Ltd., Burnaby (BC).

Cui X, Hunter W, Yang Y, Chen Y, Gan J. 2010. Bioavailability of sorbed phenanthrene and permethrin in sediments to *Chironomus tentans*. *Aquat Toxicol* 98 : 83-90.

Desrosiers M, Babut MP, Pelletier M, Bélanger C, Thibodeau S, Martel L. 2009. Efficiency of sediment quality guidelines for predicting toxicity: the case of the St. Lawrence River. *Integr Environ Assess Manage* 6 : 225-239.

Environment Canada. 2012. Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Ottawa (ON), Canada.

Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2008. [Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs](#). Ottawa (ON), Canada. [PDF 1.20MB]

Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2007. [Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration](#). [PDF 1.13MB]

Environnement Canada. 2013. Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) : Document d'orientation pour l'outil de fermeture des sites dans les cas de sites contaminés fédéraux. Ottawa (ON), Canada.

Fletcher R, Welsh P, Fletcher T. 2008. [Guidelines for identifying, assessing and managing contaminated sediments in Ontario: An integrated approach](#). Toronto (ON), Canada. Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

Gilbert RO. 1987. Statistical methods for environmental pollution monitoring. New York (NY), USA: Van Nostrand Reinhold.

Golder Associates Ltd. 2006. Guidance for DFO staff on the review of ecological risk assessments at federal contaminated sites. Burnaby (BC), Canada. Golder Associates Ltd.

GTGLC (Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés). 1999. Approche fédérale en matière de lieux contaminés. Ottawa (ON), Canada. Dillon Consulting Ltd.

Hamers T, Leonards PEG, Legler J, Vethaak AD, Schipper CA. 2010. Toxicity profiling: an integrated effect-based tool for site-specific sediment quality assessment. *Integr Environ Assess Manage* 6 : 761-773.

Jaagumagi R, Persaud D. 1996. An integrated approach to the evaluation and management of contaminated sediments. Ontario Ministry of the Environment, Standards Development Branch, Environmental Standards Section, Toronto (ON), Canada.

Lindermayer DB, Likes GE. 2009. Adaptive monitoring: A new paradigm for long-term research and monitoring. *TREE* 24: 482-486.

*Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, Lois du Canada (2012, c. 19, s. 52). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.21/>.

*Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, Lois du Canada (1999, c. 33). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-15.31/>.

*Loi concernant l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut*, Lois du Canada (1993, c. 29). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/n-28.7/>.

*Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, Lois du Canada (1994, c. 22). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/M-7.01/>.

*Loi sur l'évaluation environnementale et socioéconomique au Yukon*, Lois du Canada (2003, c. 7). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/Y-2.2/>.

*Loi sur la gestion des ressources de la vallée du Mackenzie*, Lois du Canada (1998, c. 25). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/M-0.2/>.

*Loi sur la protection de la navigation*, Lois révisées du Canada (1985, c. N-22). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/N-22/>.

*Loi sur les espèces en péril*, Lois du Canada (2002, c. 29). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/s-15.3/>.

*Loi sur les pêches*, Lois révisées du Canada (1985, c. F-14). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/F-14/>.

*Loi sur les ressources en eau du Canada*, Lois révisées du Canada (1985, c. C-11). Tiré du site Web de la législation (justice) : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/c-11/index.html>.

Magar VS, Chadwick DB, Bridges TS, Fuchsman PS, Conder JM, Dekker TJ, Steevens JA, Gustavson KE, Mills MA. 2009. [Technical guide: Monitored natural recovery at contaminated sediment sites](#). Environmental Technology Security Certification Program Project ER-0622.

McDonough KM, Azzolina NA, Hawthorne SB, Nakles DV, Neuhauser EF. 2010. An evaluation of the ability of chemical measurements to predict polycyclic aromatic hydrocarbon-contaminated sediment toxicity to *Hyalella azteca*. Environ Toxicol Chem 29 : 1545-1550.

McPherson C, Chapman PM, de Bruyn A, Cooper L. 2008. The importance of benthos in weight of evidence (WOE) sediment assessments - a case study. Sci Total Environ 394 : 252-264.

Merritt KA, Conder J, Kirtay V, Chadwick DB, Magar V. 2010. A review of thin-layer placement applications to enhance natural recovery of contaminated sediment. Integr Environ Assess Manage 6: 749-760.

Michaud J-R. 2000. Environmental surveillance and monitoring program for dredging and sediment management projects. Montréal (QC), Canada. Environnement Canada.

Michaud J-R. 2009. Useful references for the development of frameworks for addressing, assessment and management of contaminated sediments and dredged materials: frameworks and useful guidance documents and resources at each step. Montreal (QC), Canada. Environnement Canada.

MPO (ministère des Pêches et Océans Canada). 2013. Politique de gestion de l'habitat du poisson. Ottawa (ON), Canada : Gestion de l'habitat du poisson.

MPO 2016. Evaluation of Impacts to Fish and Fish Habitat from Sediment Remediation Technologies Identified in Remedial Action Plans for Federal Contaminated Sites. Document d'orientation interne du MPO.

National Environmental Effects Monitoring (EEM) Office. 2012. Metal Mining Technical Guidance for Environmental Effects Monitoring. Gatineau (QC).

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf), (ébauche) Federal Contaminated Sites Action Plan Advisory Bulletin: Use of Atlantic PIRI's petroleum hydrocarbon sediment criteria at federal sites.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2010a. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique Module 1 : Sélection et interprétation des essais de toxicité. Ottawa (ON), Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2010b. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique Module 2 : Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propres à un site. Ottawa (ON), Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2012. Guide sur les coûts admissibles. Version 4.1.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2013. Document d'orientation sur la planification du suivi à long terme du Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). Ottawa (ON), Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2013a. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique Module 3 : Uniformisation des caractéristiques des récepteurs fauniques. Ottawa (ON), Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2013b. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique Module 4 : L'évaluation de Causalité. Ottawa (ON), Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2016. Cadre décisionnel pour les sites contaminés fédéraux. Ottawa (ON), Canada.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf). 2019. Guide sur le suivi du rétablissement naturel (SRN) dans les sites aquatiques contaminés fédéraux. Disponible sur demande au Secrétariat du PASCf ([FCSAP.PASCf@ec.gc.ca](mailto:FCSAP.PASCf@ec.gc.ca)).

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF). 2018 (ÉBAUCHE). Document d'orientation sur l'évaluation et la gestion des sites aquatiques contaminés dans les ports actifs.

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF). 2018. Système de classification des sites aquatiques (rev. 3.3). Ottawa (ON), Canada. (Original version : 2009).

Plan d'action relatif aux sites contaminés fédéraux (PASCF), (ébauche). Federal Contaminated Sites Action Plan Advisory Bulletin: Use of Atlantic PIRI's petroleum hydrocarbon sediment criteria at federal sites.

Santé Canada (2017). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Guide supplémentaire sur l'évaluation des risques pour la santé humaine liés aux sédiments contaminés : voie du contact direct. Division des lieux contaminés, Direction de la sécurité des milieux, Ottawa (ON).

Sparrevik M, Breedveld GD. 2009. From ecological risk assessments to risk governance: evaluation of the Norwegian management system for contaminated sediments. *Integr Environ Assess Manage* 6: 240-248.

Suter GW II, Norton SB, Cormier SM. 2002. A methodology for inferring the causes of observed impairments in aquatic ecosystems. *Environ Toxicol Chem* 21 : 1101-1111.

Suter GW II. 1996. Risk characterization for ecological risk assessment of contaminated sites. Office of Environmental Management, US Dept of Energy, Oak Ridge (TN), USA. ES/ER/TM-20.

U.S. Geological Survey (USGS 2015a). Environmental Health — Toxic Substances: Bioaccumulation. <https://web.archive.org/web/20150318061429/http://toxics.usgs.gov/definitions/bioaccumulation.htm>. Consulté le 18 mars 2015.

US Army Corps of Engineers, Environmental Protection Agency Region 10, Washington Department of Ecology, Washington Department of Natural Resources, Oregon Department of Environmental Quality, Idaho Department of Environmental Quality, National Marine Fisheries Service, US Fish and Wildlife Service. 2006. [Sediment evaluation framework for the Pacific Northwest](#). Interim Final. Seattle (WA), USA. [PDF 2.13MB]

US National Research Council. 2003. Bioavailability of contaminants in soils and sediments: processes, tools, and applications. Washington (DC), USA: National Academies Press.

USEPA (US Environmental Protection Agency). 1993. A review of ecological assessment case studies from a risk assessment perspective. Washington (DC), USA: Risk Assessment Forum. EPA/630/R-92/005.

USEPA. 1998. [Guidelines for ecological risk assessment](#). Washington (DC), USA: Risk Assessment Forum. EPA/630/R-95/002F. [PDF 629 KB]

USEPA. 2000. [Data quality objectives process for hazardous waste site investigations](#). EPA QA/G-4. Washington (DC), USA: Office of Environmental Information. EPA/600/R-96/055. [PDF 598 KB]

USEPA. 2002a. [Principles for managing contaminated sediment risks at hazardous waste sites](#). Washington (DC), USA: Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER) Directive 9285.6-08. [PDF 75.9 KB]

USEPA. 2002b. [A guidance manual to support the assessment of contaminated sediments in freshwater ecosystems. Volume 1: An ecosystem-based framework for assessing and managing contaminated sediments](#). Chicago (IL), USA: Great Lakes Program Office. EPA-905-B02-001-A. [PDF 996 KB]

USEPA. 2006. [Guidance on systematic planning using the data quality objectives process](#). EPA QA/G 4. Washington (DC), USA: Office of Environmental Information. EPA/240/B 06/001. [PDF 715KB]

Welsh P, Benoit N, Diep N, Fletcher R, Richman L, deBarros C, Day R. 2009. Applying a new sediment assessment framework in the province of Ontario - examples and lessons learned. Poster presented at 30<sup>th</sup> Annual North American Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry. New Orleans (LA), USA: November 19-23, 2009.

Wenning R, Ingersoll C, Batley G, Moore M (eds). 2005. [Use of sediment quality guidelines \(SQGs\) and related tools for the assessment of contaminated sediments](#). Pensacola (FL), USA: SETAC Press. [PDF 1.41 MB]

## Annexe A – Références en ligne utiles pour les étapes du Cadre

Les références sans titre de document précis renvoient à des sites Web qui contiennent plusieurs documents pertinents auxquels d'autres seront régulièrement ajoutés. Michaud (2009) fournit d'autres références.

Référence	Collecte des données (étapes 1 et 2)	Évaluation préliminaire du risque (étape 3)	Évaluation détaillée du risque (étape 5)	Assainissement/gestion du risque (étapes 7-8)	Suivi (étapes 9-10)	Commentaires
Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario (2008) <a href="#">L'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs</a>	✓	✓	✓			Principal document d'orientation. Les étapes 4 et 6 font appel au Système de classification des sites aquatiques (2018) du PASC
US Army Corps of Engineers et al.(2006) <a href="#">Sediment evaluation framework for the Pacific Northwest</a>	✓	✓	✓			Information sur l'échantillonnage des sédiments, les techniques d'essai et l'interprétation
CCME (1996;1997) <a href="#">L'évaluation du risque écotoxicologique (ÉRE) : Orientation générale, ÉRE : Annexes techniques</a>	✓	✓	✓			Orientation générale pour l'évaluation du risque au Canada
<a href="#">USEPA Contaminated Sediments in Superfund</a>	✓	✓	✓	✓	✓	Documents d'orientation et fiches d'information pour

						l'évaluation et l'assainissement des sédiments aquatiques contaminés
Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2007) <a href="#">Qualité des sédiments au Québec</a>	✓	✓				Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application
Magar et al.(2009) <a href="#">Monitored Natural Recovery</a>				✓	✓	Guide technique pour le rétablissement naturel surveillé des sédiments aquatiques contaminés
GTGLC (2010a; 2010b; 2013a; 2013b) Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique			✓	✓		Orientation complémentaire des directives du CCME (1997) comprenant des modules sur la sélection des essais de toxicité, le calcul de la valeur toxicologique de référence et la causalité
US Army Corps of Engineers <a href="#">Technical Notes</a> and <a href="#">Technical Reports</a>				✓	✓	Gestion des matières de dragage, technologie des opérations, évaluation et

						gestion du risque
<a href="#">USEPA Contaminated Site Clean-Up Information: Sediments</a>				✓	✓	Assainissement des sédiments aquatiques contaminés
<a href="#">Sediment Management Work Group</a>				✓	✓	Documents techniques sur l'évaluation et la gestion des sédiments
<a href="#">ASTSWMO (2009) Monitoring</a>					✓	Cadre de suivi à long terme des sédiments

## Annexe B – Objectifs de qualité des données (OQD)

Le processus des objectifs de qualité des données de l'USEPA (2000, 2006) constitue un outil valable pour l'évaluation des décisions à prendre, de l'information disponible en vue de la prise de ces décisions, de l'information additionnelle nécessaire et de la façon d'utiliser cette information pour la prise de décisions. L'établissement d'un MCS (annexe C) est l'un des éléments de la première étape du processus des OQD.

Le processus des OQD est une méthode de planification systématique pouvant être appliquée lorsque les données servent à faire un choix entre deux conditions possibles (p. ex. conformité ou non-conformité à l'égard d'une recommandation, déterminer si des mesures de gestion sont vraiment nécessaires ou à quel point). Le processus commence par un énoncé du problème, comportant la désignation du chef de projet/décideur, des membres de l'équipe technique et des intervenants, la description précise du problème à examiner, l'évaluation de ce problème exprimée sous forme de MCS et la détermination des ressources disponibles ainsi que des restrictions (budget, ressources humaines et échéancier).

Les principales questions à étudier sont ensuite définies, de même que les mesures pouvant être prises, y compris les solutions opérationnelles potentielles. Un énoncé de décision est ensuite rédigé et les multiples décisions possibles sont structurées.

Il faut ensuite indiquer l'information nécessaire pour prendre une décision. Puis on détermine les sources de cette information, de même que le niveau d'intervention au-dessus duquel une mesure de gestion sera prise (p. ex. une limite de confiance de 95 % pour la répartition de données). Sont ensuite établies les méthodes d'analyse des données et d'échantillonnage requises pour satisfaire aux exigences relatives aux données.

Il faut définir les populations d'intérêt cibles en fonction de la plus petite sous-population ou zone, du plus petit volume ou de la durée la plus courte pour lesquels des décisions distinctes

devront être prises. Dans le cadre de cet élément, il faut préciser les limites spatiales de l'étude, fixer ensuite les échéances de collecte des données et de prise de décisions et définir les restrictions concrètes à la collecte de données.

Le processus nécessite ensuite l'établissement du paramètre de population approprié (moyenne, médiane, percentile). Tous les dépassements du niveau d'intervention sont confirmés. La règle décisionnelle est établie (énoncé de type « si..., alors »).

Les éléments suivants du processus des OQD doivent être particulièrement respectés :

- Préciser les limites tolérables des erreurs de décision : il faut déterminer l'étendue du paramètre de la population d'intérêt et choisir une hypothèse nulle. Les conséquences d'une décision incorrecte (erreur de type I ou de type II) sont examinées. On précise ensuite l'échelle des valeurs où les conséquences sont relativement mineures (une « zone grise »). Des valeurs de probabilité sont assignées à des points situés au-dessus et en dessous du niveau d'intervention, correspondant à des probabilités tolérables d'erreurs décisionnelles possibles,
- Optimiser la conception pour l'obtention des données : il faut examiner les résultats des OQD et concevoir des solutions de remplacement pour la collecte de données. Pour chaque solution, des expressions mathématiques sont formulées. La taille de l'échantillon qui correspond aux besoins des OQD est établie.

## **Annexe C - Modèle conceptuel du site (MCS)**

Le MCS est une description écrite et une représentation visuelle des relations prévues entre les récepteurs écologiques et les agents de stress auxquels ils sont exposés (CCME 1996, 1997; USEPA, 1998, 2002b). Les MCS permettent d'illustrer de nombreuses interactions. Ils peuvent inclure les processus de l'écosystème qui influent sur la réponse du récepteur ou des scénarios d'exposition qui établissent un lien qualitatif entre des activités d'utilisation des terres et des agents de stress. Ils peuvent aussi décrire les voies d'exposition ou la cooccurrence des voies d'exposition, des effets écologiques et des récepteurs écologiques.

Les MCS font partie intégrante de l'étape de définition du problème des ÉRS et des ÉRE. L'examen d'études de cas d'ÉRE a révélé de nombreuses lacunes qui auraient pu être évitées si l'on avait porté plus d'attention au MCS dans l'énoncé du problème (USEPA, 1993). Un énoncé de problème bien construit diminue le risque d'exclure incorrectement des voies d'exposition et des récepteurs importants, améliore l'harmonisation des méthodes techniques avec les paramètres de mesure et d'évaluation appropriés et accroît largement la cohérence et la transparence de l'évaluation du risque. Les efforts consacrés à l'établissement du MCS sont particulièrement importants pour l'évaluation du risque du site aquatique contaminé, étant donné que ce genre d'évaluation repose sur l'approche du poids de la preuve et sur des programmes d'échantillonnage plusieurs médias environnementaux robustes, et nécessite généralement des efforts considérables pour obtenir un consensus des intervenants au sujet des critères décisionnels appropriés.

Les MCS des sites aquatiques doivent souligner la nature et l'ampleur de la contamination des sédiments et définir les voies que prennent ces contaminants pour atteindre les RPP. Élaborés dès les premiers stades de l'approche (étape 2, section 2.2.2), ils fournissent le fondement nécessaire pour obtenir de nouveaux renseignements utiles et pertinents (p. ex. pour combler les lacunes importantes dans les données) au sujet d'un site aquatique suspect et ils sont

améliorés à mesure que de nouveaux renseignements sont disponibles (p. ex. aux étapes 3 et 5). L'établissement du MCS au début du processus (soit à l'étape 2) permet d'axer les ressources et les efforts subséquents de façon appropriée sur les CPP, les RPP et les voies d'exposition entre eux.

Les modèles conceptuels sont faciles à modifier à mesure que de nouvelles connaissances sont acquises; ils permettent de souligner ce que l'on connaît et ce que l'on ne connaît pas, et peuvent être utilisés pour la planification de travaux. Ils représentent un outil de communication puissant, parce qu'ils fournissent une expression explicite des hypothèses et de la compréhension d'un site aquatique, qui seront évaluées par d'autres. Ils apportent également un cadre de prévision et constituent le modèle de base de la production des hypothèses de risque (annexe C).

Les MCS des ÉRSR et des ÉRE sont élaborés à partir des renseignements disponibles sur les agents de stress, l'exposition possible et les effets prévus sur une entité écologique (le paramètre d'évaluation). Selon la raison pour laquelle l'évaluation du risque est entreprise, on connaît, dès le départ, une ou plusieurs de ces catégories. Le processus de création du MCS aide à déterminer les éléments inconnus.

La complexité du MCS dépend de la complexité du problème, notamment du nombre d'agents de stress, du nombre de paramètres d'évaluation, de la nature des effets et des caractéristiques du site aquatique. Pour un agent de stress unique et un paramètre d'évaluation unique, le MCS sera simple. Toutefois, quand le MCS sert à décrire de multiples voies de passage de même que des interactions entre des agents de stress et des paramètres d'évaluation multiples et diversifiés (p. ex. dans des évaluations entreprises pour protéger des valeurs écologiques), il faudra souvent des modèles beaucoup plus complexes et plusieurs sous-modèles.

Les MCS ont deux principales composantes : un ensemble d'hypothèses de risque (annexe D) qui décrivent les relations prévues entre les agents de stress, l'exposition et les éléments de mesure de l'évaluation, ainsi que la raison d'être de leur choix. Le modèle conceptuel illustre aussi les relations présentées dans les hypothèses de risque (figures 4 et 5).

## **Annexe D – Hypothèses de risque**

Les hypothèses sont des postulats énoncés en vue d'évaluer des conséquences logiques ou empiriques, ou des suppositions acceptées provisoirement pour servir de base à l'évaluation. L'hypothèse de risque est un postulat précis à propos d'un risque pour les paramètres d'évaluation; elle peut être fondée sur la théorie et la logique, des données empiriques, des modèles mathématiques ou des modèles de probabilité. Elle est formulée à l'aide d'une combinaison de jugement professionnel et de renseignements disponibles sur le site aquatique, les sources potentielles d'agents de stress, les caractéristiques des agents de stress et les effets écologiques observés ou prévus sur des paramètres d'évaluation choisis ou possibles.

Les hypothèses de risque peuvent prédire les effets d'un agent de stress avant qu'ils ne se produisent, ou établir hypothétiquement les raisons pour lesquelles les effets écologiques observés se sont produits et, en fin de compte, ce qui a causé cet effet. Selon la portée de l'évaluation du risque, l'hypothèse de risque peut être simple ou complexe.

Les hypothèses de risque représentent les interrelations dans le MCS et ne visent pas à vérifier statistiquement les hypothèses nulles ou alternatives. Cependant, elles peuvent être utilisées

pour produire des questions appropriées en vue de l'examen; les prédictions qui sont faites à partir de ces hypothèses peuvent être vérifiées de différentes façons, notamment par une approche statistique normalisée. Les hypothèses de risque permettent de préciser et d'articuler les relations qui sont établies au cours de l'étude des données disponibles, des renseignements, de la documentation scientifique et à l'aide du jugement professionnel des évaluateurs de risque qui élaborent le MCS. Ce processus explicite ouvre l'évaluation du risque à l'examen par des pairs et à l'évaluation pour assurer la validité scientifique des travaux.

Bien que les hypothèses de risque soient valables même en cas d'information limitée, la quantité et la qualité des données et des renseignements auront une incidence sur la spécificité et le niveau d'incertitude associés aux hypothèses de risque et au MCS. Lorsque l'information préliminaire est contradictoire, les hypothèses de risque peuvent être formulées précisément pour établir la distinction entre les prédictions contradictoires. Ces prédictions peuvent ensuite être évaluées systématiquement soit au moyen des données disponibles pendant la phase d'analyse, soit en collectant de nouvelles données avant l'évaluation du risque. Les hypothèses et les prévisions forment un cadre d'utilisation des données qui permet d'évaluer les relations fonctionnelles (p. ex. courbes agent de stress-réponse).

Les MCS établis dès les premiers stades (étape 2) sont généralement étendus, définissant le plus grand nombre de relations possibles. À mesure que l'information y est intégrée, le caractère plausible des différentes hypothèses aide les évaluateurs de risque à trier les nombreuses relations agent de stress-effet et les processus de l'écosystème qui les influencent, pour définir les hypothèses de risque les mieux appropriées à l'étape de l'analyse. C'est à ce moment que les justifications du choix et de l'exclusion des hypothèses sont documentées. Voici des exemples d'hypothèses de risque (information mettant le problème en perspective et interrelations proposées nécessitant une évaluation) pour des sites aquatiques contaminés :

- **Déclenché par le facteur de stress** : le mercure total mesuré dans les sédiments est converti en méthylmercure (meHg) et subit une bioamplification dans la chaîne alimentaire. Hypothèse : la bioamplification du mercure peut se produire chez le poisson qui se nourrit d'invertébrés vivant dans des sédiments contaminés au mercure;
- **Déclenché par les effets** : la structure de la communauté benthique des sédiments contaminés est différente de celle des sédiments de référence. Hypothèse : les différences de structure de la communauté benthique, entre la zone contaminée et les zones de référence, sont dues aux effets toxiques d'un ou de plusieurs contaminants des sédiments,
- **Déclenché par la valeur écologique** : la truite est une espèce importante sur les plans écologique, récréatif et économique. Les effets de sédiments fortement contaminés sur les populations de truites dans les zones où elles frayent et grandissent ne sont pas clairement définis. Hypothèse : les contaminants libérés dans la colonne d'eau par des sédiments fortement contaminés peuvent avoir des effets négatifs sur les populations de truites exposées.

## Annexe E – Matrice décisionnelle

### Adaptée du document d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario (Tableaux 1 et 2, pages 16-18)

Le tableau E1 explique la marche à suivre pour déterminer l'importance relative des résultats d'analyses applicables à la chimie des sédiments, à la toxicité, à l'altération du benthos et au potentiel de bioamplification. Les constatations issues de chacune de ces sources de données sont classées selon que leur importance est faible, moyenne ou élevée et sont reportées dans la matrice décisionnelle (tableau E2) pour déterminer les mesures à prendre.

**Tableau E1 : Classement des sources de données pour l'approche du poids de la preuve en chimie, toxicité, benthos et potentiel de bioamplification**

	●	◐	○
<b>Analyse chimique globale</b> (comparaison avec les RQPS)	<b>Effets nocifs probables :</b> un ou plusieurs dépassements du CEP	<b>Effets nocifs éventuels :</b> un ou plusieurs dépassements de la RPQS du CCME (CSE)	<b>Effets nocifs peu probables :</b> toutes les concentrations de contaminants < RPQS du CCME (CSE)
<b>Paramètres toxicologiques</b> (par rapport aux stations de référence)	<b>Effet majeur :</b> réduction statistiquement significative de plus de 50 % d'un ou plusieurs paramètres toxicologiques	<b>Effet mineur :</b> réduction statistiquement significative de plus de 20 % d'un ou plusieurs paramètres toxicologiques	<b>Effet négligeable :</b> réduction de 20 % ou moins de tous les paramètres toxicologiques
<b>Toxicité globale</b>	<b>Significative :</b> de nombreux essais ou paramètres révèlent des effets toxicologiques majeurs	<b>Potentielle :</b> de nombreux essais ou paramètres révèlent des effets toxicologiques mineurs et/ou un essai ou paramètre révèle un effet majeur	<b>Négligeable :</b> effets toxicologiques mineurs observés pour un paramètre au maximum
<b>Altération du benthos</b> (évaluation multivariable, p. ex. ordination)	Différence ou grande différence par rapport aux stations de référence	Différence possible par rapport aux stations de référence	Équivalence par rapport aux stations de référence
<b>Potentiel de bioamplification</b> (par rapport aux stations de référence)	<b>Significatif</b>	<b>Possible</b>	<b>Négligeable</b>
<b>Évaluation globale du poids de la preuve</b>	<b>Effets nocifs significatifs :</b> chimie : résultats élevés; réduction de plus de 50 % d'un ou plusieurs paramètres toxicologiques;	<b>Effets nocifs potentiels :</b> chimie : résultats élevés; réduction de plus de 20 % d'au moins deux paramètres toxicologiques;	<b>Absence d'effets nocifs significatifs :</b> réduction mineure dans un paramètre toxicologique au plus; communautés benthiques : structure identique par

**Tableau E1 : Classement des sources de données pour l'approche du poids de la preuve en chimie, toxicité, benthos et potentiel de bioamplification**

	●	◐	○
	communautés benthiques : structure différente (par rapport aux stations de référence); <b>et/ou</b> potentiel de bioamplification significatif	communautés benthiques : structure éventuellement différente (par rapport aux stations de référence); <b>et/ou</b> potentiel de bioamplification possible	rapport aux stations de référence; <b>et</b>  potentiel de bioamplification négligeable

RPQS du CCME = recommandation pour la qualité des sédiments

À noter que la définition générale d'« absence d'effets nocifs significatifs » est indépendante de la chimie des sédiments.

Le tableau E2 fournit une matrice décisionnelle ainsi que les mesures à prendre proposées dans le cas de 16 combinaisons différentes de résultats de tests issus d'analyses applicables à la chimie des sédiments, à la toxicité, à l'altération du benthos et au potentiel de bioamplification.

**Tableau E2 : Matrice décisionnelle pour le classement des sources de données pour l'approche du poids de la preuve**

D'après le tableau 1; le tiret signifie « ou ». Chaque source de données peut intégrer des paramètres indépendants (p. ex. métaux, HAP, PCB pour la chimie; survie, croissance, reproduction pour la toxicité; abondance, diversité, dominance pour le benthos).

Scénario	Analyse chimique globale	Toxicité <sup>1</sup>	Altération du benthos <sup>2</sup>	Potentiel de bioamplification <sup>3</sup>	Évaluation
1	○	○	○	○	Aucune mesure complémentaire n'est nécessaire
2	●-○	○	○	○	Aucune mesure complémentaire n'est nécessaire
3	○	○	●-○	○	Déterminer les causes de l'altération du benthos
4	○	●-○	○	○	Déterminer les causes de la toxicité des sédiments
5	○	○	○	●	Évaluer pleinement le risque de bioamplification
6	●-○	●-○	○	○	Déterminer les causes de la toxicité des sédiments
7	○	○	●-○	●	Déterminer les causes de l'altération du benthos <b>et</b> évaluer pleinement le risque de bioamplification
8	●-○	○	●-○	○	Déterminer les causes de l'altération du benthos
9	●-○	○	○	●	Évaluer pleinement le risque de bioamplification
10	●-○	●-○	○	●	Déterminer les causes de la toxicité des sédiments <b>et</b> évaluer pleinement le risque de bioamplification
11	●-○	○	●-○	●	Déterminer les causes de l'altération du benthos <b>et</b> évaluer pleinement le risque de bioamplification
12	○	●-○	○	●	Déterminer les causes de la toxicité des sédiments <b>et</b> évaluer pleinement le risque de bioamplification

13	○	●-○	●-●	○	Déterminer les causes de la toxicité des sédiments <b>et</b> de l'altération du benthos
14	○	●-○	●-●	●	Déterminer les causes de la toxicité des sédiments <b>et</b> de l'altération du benthos <b>et</b> évaluer pleinement le risque de bioamplification
15	●-○	●-○	●-●	○	Mesures de gestion nécessaires <sup>4</sup>
16	●-○	●-○	●-●	●	Mesures de gestion nécessaires <sup>4</sup>

<sup>1</sup> La toxicité renvoie aux résultats d'essais toxicologiques sur les sédiments qui ont été réalisés en laboratoire avec un ensemble d'organismes témoins et de paramètres toxicologiques. Un résultat révélant une toxicité des sédiments (résultat positif) peut indiquer que des concentrations élevées de CPP affectent les organismes d'essai. Toutefois, une toxicité non liée à la contamination des sédiments peut se produire en raison d'erreurs de laboratoire ou de problèmes avec le protocole d'analyse ou avec les organismes d'essai utilisés.

<sup>2</sup> L'altération du benthos peut être due à d'autres facteurs, soit naturels (p. ex. compétition ou prédation, différences dans l'habitat), soit anthropiques (p. ex. contamination de la colonne d'eau). Elle peut être liée à la toxicité des sédiments si une substance présente n'a pas été mesurée dans les sédiments ou si une substance présente ne fait pas l'objet de RPQS du CCME. Enfin, l'altération du benthos peut être associée à l'exposition combinée à de multiples substances.

<sup>3</sup> Selon le tableau 1, un potentiel significatif de bioamplification (●) ne peut généralement être déterminé qu'à l'étape 6 du *document d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario* (2008, p. 20); l'étape 3 de ce document (pages 9-10) permet seulement de déterminer soit que le potentiel de bioamplification est négligeable, soit qu'il est possible. Toutefois, à certains endroits, il peut exister déjà des preuves suffisantes (avertissements aux consommateurs de poisson ou recherches antérieures) pour déterminer que le potentiel de bioamplification est significatif, ce qui se ferait alors à l'étape 1 (examen des données disponibles) du *document d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario* (ACO, 2008, p. 7). Ainsi, si le scénario 5 ci-dessus fait ressortir un potentiel significatif de bioamplification, il faudrait prendre des mesures de gestion. Les trois autres sources de données permettent de prendre des décisions définitives à des étapes antérieures du cadre.

<sup>4</sup> Une décision définitive est possible. Idéalement, des résultats élevés aux analyses chimiques devraient pouvoir être reliés à des effets biologiques observés (c. à d. en être la cause) pour garantir que les mesures de gestion règlent le ou les problèmes. Par exemple, il est inutile d'enlever des sédiments contaminés si la source de contamination n'a pas été éliminée. Pour vérifier la relation de cause à effet, il peut être nécessaire d'effectuer des études complémentaires (la section 5.3 de l'ACO [2008, pages 29-30]). Si l'analyse chimique globale, la toxicologie et l'étude de l'altération du benthos démontrent toutes qu'il y a bien des effets nocifs, il faut prendre les mesures de gestion destinées à régler le problème nettement identifié de l'effet nocif des sédiments contaminés et toxiques sur les organismes qui vivent dans ces sédiments avant de réaliser d'autres évaluations de la bioamplification. En d'autres termes, il faut régler le problème évident, ce qui peut éliminer le problème potentiel (p. ex. en enlevant par

dragage les sédiments contaminés qui causent des altérations inacceptables du benthos, on fait aussi disparaître efficacement les problèmes potentiels de bioamplification).