



Gouvernement  
du Canada

Government  
of Canada

Canada



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

**Document d'orientation sur  
l'évaluation du risque  
écotoxicologique**

**Module 1: Sélection et  
interprétation des essais de  
toxicité**

Mars 2010

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

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF): Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique

*Module 1: Sélection et interprétation des essais de toxicité*

Publié aussi en anglais sous le titre :

Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP): Ecological Risk Assessment Guidance

*Module 1: Toxicity Test Selection and Interpretation*

N° ISBN –978-0-660-20929-6

N° de cat. – En14-92/1-2013F-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 et le fait d'appliquer les présentes directives n'assure pas automatiquement la conformité aux exigences réglementaires du gouvernement fédéral, 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, ces lois et règlements ont préséance. Nonobstant toute autre exigence réglementaire ou concernant l'obtention de permis, le lecteur doit savoir que tout dépôt, émission ou rejet associé à ses activités ou à ses 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 des droits d'auteur de la Couronne 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 le ministre de l'Environnement, 2013.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>1. CONTEXTE.....</b>	<b>1</b>
1.1. Essais de toxicité dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique.....	1
1.1.1. Essai de toxicité comme source de données dans le cadre d'une approche du poids de la preuve .....	3
1.1.2. Essais de toxicité pour élaborer une valeur de toxicité de référence propre au site .....	4
1.1.3. Autres rôles des essais de toxicité .....	5
1.2. Portée du module .....	6
<b>2. DIRECTIVES.....</b>	<b>9</b>
2.1. Procédure générale concernant la sélection des essais.....	9
2.2. Autres aspects pertinents à prendre en considération dans le cas de l'eau interstitielle .....	13
2.3. Résumé des essais potentiels .....	14
2.4. Interprétation des résultats des essais de toxicité .....	14
2.4.1. Considérations générales .....	15
2.4.2. Méthodes d'interprétation des essais .....	16
2.4.2.1. Estimation ponctuelle.....	17
2.4.2.2. Utilisation des DSENO et des DMENO.....	18
2.4.2.3. Seuils d'effet .....	18
2.4.2.4. Approches ordinaires appliquées aux seuils d'effet .....	19
2.4.2.5. Autres approches .....	22
3. AUTRES INFORMATIONS .....	23

### **Liste des sigles et abréviations**

### **Glossaire**

**Figure 1.** Procédure générale pour la sélection des essais de toxicité

**Tableau 1.** Lien entre les types de récepteurs, les types d'écosystèmes applicables et les milieux ou voies d'exposition des essais de toxicité.

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

**Tableau 2a :** Instructions d'utilisation du Tableau 2

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

**Tableau 3a :** Instructions d'utilisation du Tableau 3

**Tableau 3b :** Systèmes de pointage applicables aux facteurs à considérer énumérés au Tableau 3 (pour un complément d'information, consulter l'Annexe A)

**Tableau 3c :** Explication des mises en garde des tests énumérées au Tableau 3

**Annexe A.** Directives détaillées sur la sélection des essais de toxicité

**Annexe B.** Références pour les essais de toxicité

## 1. CONTEXTE

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) a été élaboré afin d'aider les ministères, sociétés d'État consolidées et organismes fédéraux à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement, de même qu'à réduire les responsabilités financières associées aux sites contaminés fédéraux. Dans le cadre du PASCF, les évaluations du risque écotoxicologique (ÉRÉ) sont couramment utilisées comme outil de gestion des sites dans le cas des sites contaminés fédéraux. Le groupe de consultation en évaluation du risque écotoxicologique du PASCF élabore des directives pour l'ÉRÉ afin de bonifier les directives du CCME (1996a, 1997). Les directives du PASCF consistent en un document principal détaillé sur l'ÉRÉ ainsi qu'en plusieurs modules spécifiques d'orientation technique. Le présent document constitue un module d'orientation technique sur les essais de toxicité, module qui donnera aux gardiens des sites contaminés fédéraux, à l'équipe de soutien d'experts du PASCF<sup>1</sup> et aux consultants pour les projets, des conseils uniformes à l'échelle nationale sur la façon de sélectionner et d'interpréter les essais de toxicité dans le cadre d'une ÉRÉ.

L'audience visée pour ce module comprend les spécialistes expérimentés en évaluation du risque qui sont familiers avec le rôle des essais de toxicité dans les ÉRÉ et qui bénéficieraient d'une directive procédurale pour la sélection et l'interprétation de tests et de paramètres spécifiques. Les directives ne visent pas à servir de méthode normative, ni de liste complète de tous les détails techniques qui peuvent être pertinents à un site spécifique. De plus, il est essentiel que le spécialiste ne sélectionne ni n'interprète les essais hors contexte, mais plutôt qu'il comprenne et applique les principes et les étapes mentionnées dans le document principal des directives du PASCF, particulièrement en ce qui a trait à l'énoncé du problème (section 2). Au cours de la réalisation d'une ÉRÉ, il peut également être profitable de solliciter l'aide d'un cabinet d'experts-conseils versé dans ce type de travail spécialisé et/ou d'un directeur de laboratoire toxicologique. Chacun pourrait apporter des connaissances et des informations qui ne sont pas couvertes dans ce module. Comme les essais de toxicité sont un domaine complexe ayant des conséquences importantes sur les conclusions d'une évaluation de risques, des communications claires sont primordiales entre le laboratoire toxicologique, les consultants, le client et les organismes de réglementation (incluant l'équipe de soutien d'experts du PASCF) quant à la portée du mandat, aux échéances, aux incertitudes et aux contraintes logistiques.

### 1.1. Essais de toxicité dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique

Le présent document présente les directives techniques concernant la sélection et l'interprétation des essais dans le cadre des ÉRÉ du PASCF. L'application et l'interprétation des essais de toxicité surviennent à l'étape de l'évaluation des effets d'une ÉRÉ (CCME, 1996, 1997), quoique la prise en compte de questions liées aux essais de toxicité doive se faire tout au long du processus d'évaluation du risque. Par exemple, la sélection d'essais de toxicité précis en tant que paramètres de mesure survient à l'étape de l'énoncé du problème et on doit alors tenir compte des

---

<sup>1</sup> Aux fins du présent module, « l'équipe de soutien d'experts du PASCF » comprend non seulement Environnement Canada, mais aussi Pêches et Océans Canada et Santé Canada, le cas échéant. Le degré de participation de ces ministères devrait être évalué dans l'énoncé du problème.

avantages et des incertitudes des protocoles d'essais potentiels, alors que les incertitudes ne sont souvent prises en compte qu'à l'étape de la caractérisation du risque. Des essais de toxicité sont couramment réalisés dans le cadre d'une ÉRÉ pour appuyer une évaluation des effets environnementaux potentiels dans une communauté résidente, à l'aide d'une extrapolation sur le terrain des données obtenues en laboratoire.

**Définition d'essai de toxicité** – *Les essais de toxicité sont des études conçues pour déterminer si l'exposition des organismes d'essai à des contaminants dans les milieux d'essai provoque un effet néfaste (létal ou sublétal) chez ces organismes. Un essai de toxicité mesure généralement soit : (a) la proportion des organismes affectés (effet quantique) ou (b) le degré de l'effet observé (effet gradué ou quantitatif), suite à l'exposition à une substance ou un milieu d'essai spécifique sous des conditions contrôlées. Selon leur durée, les essais peuvent être dits de toxicité aiguë ou de toxicité chronique (Environnement Canada, 1999) :*

- *L'essai de toxicité aiguë se déroule sur une brève période (minutes, heures ou quelques jours) par rapport à la durée de vie des organismes d'essai, pour déterminer s'il y a des effets néfastes discernables (létaux ou sublétaux).*
- *L'essai de toxicité chronique couvre une période relativement longue d'exposition, habituellement un pourcentage important de la durée de vie de l'organisme (10 % ou plus) et fait intervenir des effets à long terme sur le métabolisme, la croissance, la reproduction ou la capacité de survie.*

Ces définitions d'essais de toxicité aiguë et chronique font référence à la durée des essais uniquement et ne considèrent pas l'importance ou la sensibilité de l'étape du cycle de vie évalué. Dans d'autres pays et selon d'autres chercheurs, on considère certains essais à court terme comme étant des essais chroniques en raison du type de paramètre. Bien qu'Environnement Canada fournit une définition précise des essais chroniques par rapport aux essais aigus, dans le cadre d'une évaluation du risque, la durée de l'essai n'est pas aussi importante que le fait de simuler un processus écologique d'intérêt. Certains essais (p. ex., la fertilisation des échinides ou le développement des larves de bivalves) ont une durée relativement courte, mais représentent des expositions à des étapes cruciales du cycle de vie et sont donc souvent utilisés comme substituts pour des réponses potentiellement néfastes à long terme.

La définition d'essai de toxicité ci-dessus est générale, et elle s'applique donc à une grande variété d'essais envisageables dans le cadre d'un programme du PASCF. Dans un certain nombre de cas, les essais de toxicité peuvent porter sur des produits chimiques spécifiques afin de déterminer les effets néfastes reliés à un contaminant ou un groupe de contaminants en particulier. Les rapports concentrations-réponses sont d'intérêt pour les évaluations dans le cadre de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (LSIP) et de la Liste intérieure des substances (LIS) qui sont réalisées en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, mais ils sont également d'intérêt lorsqu'on veut établir des valeurs de toxicité de référence propres à un site pour des contaminants clés d'un site contaminé. La définition d'essai de toxicité réfère également au terme « exposition » dans un sens large, de telle sorte que le concept réfère aussi bien à l'ampleur de la contamination dans le milieu d'essai ou la substance administrée qu'à la durée d'exposition dans l'expérience.

Ce module privilégie la sélection d'essais de toxicité normalisés ayant un usage étendu et étant disponibles commercialement. En plus de ces essais, d'autres essais plus spécialisés et de plus

longue durée sont continuellement en développement. Par exemple, Vogt *et autres* (2007) ont étendu le protocole d'essai pour le *Chironomus riparius* à 11 générations afin d'évaluer les paramètres du cycle de vie et la variabilité génétique. Pour les essais terrestres (du sol), Campiche *et autres* (2009) décrivent la possibilité de prolonger des protocoles d'essais standards afin d'y incorporer des paramètres multi-générationnels; les espèces comprises sont le collembole *Folsomia candida*, l'enchytrée *Enchytraeus albidus*, le nématode *Caenorhabditis elegans* et l'isopode *Porcellio scaber*. Ce module ne déconseille pas la réalisation d'essais multi-générationnels et de protocoles d'essais spécialisés. Par contre, les avantages scientifiques de tels essais sont possibles uniquement au détriment d'autres attributs pour la sélection d'essais considérés dans ce module. Similairement, les protocoles d'essais de toxicité sont continuellement développés et raffinés, de sorte que des essais additionnels pourraient être ajoutés à la série d'essais mentionnés dans de module. Ces essais nouveaux pourraient également être considérés et évalués selon les critères de sélection présentés ci-après.

Les essais de toxicité dans le cadre d'une ÉRÉ représentent une ou plusieurs sources de données dans le cadre d'une approche du poids de la preuve afin de déceler des effets possibles et/ou d'estimer le risque pour les récepteurs préoccupants. On peut également recourir à des essais de toxicité pour élaborer des valeurs toxicologiques de référence (VTR) propres à un site<sup>2</sup>. Il faudrait tenir compte des aspects techniques des essais de toxicité lors de la préparation du plan d'échantillonnage et d'évaluation pour l'évaluation des effets à l'étape de l'énoncé du problème, conformément au cadre national des ÉRÉ (CCME 1996, 1997) et aux directives régionales concernant l'évaluation des sédiments<sup>3</sup>.

### **1.1.1. Essai de toxicité comme source de données dans le cadre d'une approche du poids de la preuve**

Dans de nombreux cas, un essai de toxicité est réalisé en tant qu'élément dans le cadre d'une approche du poids de la preuve (Menzie *et autres*, 1996; Chapman *et autres*, 2002b; Reynoldson *et autres*, 2002; Grapentine *et autres*, 2002). L'analyse triadique de qualité des sédiments est un exemple d'une approche du poids de la preuve qui intègre l'information sur la toxicité des sédiments en vrac, les communautés de macro-invertébrés benthiques résidentes et les comparaisons des mesures des contaminants aux recommandations pour la qualité de l'environnement (Chapman, 2000). La prise en compte des autres sources de données dans le cadre d'une approche du poids de la preuve peut influer sur la sélection des paramètres des essais de toxicité. Par exemple, la pertinence d'utiliser un organisme précis s'accroît lorsque l'on constate que ces organismes sont présents (c.-à-d. des essais de toxicité des sédiments utilisant le genre *Chironomus* seraient très pertinents pour les sites où les chironomes sont en nombres

---

<sup>2</sup> Un module d'orientation distinct traite des valeurs toxicologiques de référence.

<sup>3</sup> Le Cadre décisionnel pour le Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs fournit des directives scientifiques, étape par étape, pour l'évaluation du risque posé par les sédiments contaminés. Ce cadre est axé principalement sur les risques pour l'environnement, mais étudie aussi les préoccupations pour la santé humaine associées à la bioamplification des contaminants. Il décrit toutes les issues possibles de l'évaluation des sédiments en fonction de quatre sources de données (chimie des sédiments, toxicité chez les invertébrés benthiques, structure des communautés benthiques et potentiel de bioamplification) et propose des mesures précises à suivre pour prendre les décisions de gestion liées aux sédiments.

importants). Réciproquement, il peut être pertinent de tester un organisme qui n'est pas fréquemment ou pas du tout observé à un site, soit parce qu'il est présumé avoir une pertinence écologique ou taxonomique pour les espèces présentes, soit pour évaluer les effets sur les espèces sensibles qui pourraient être déjà affectées par la contamination. Les organismes d'essai et les protocoles dépendent aussi des propriétés des contaminants préoccupants que l'on retrouve au site. Un site où les processus de bioaccumulation et de bioamplification sont préoccupants est plus susceptible de nécessiter des essais de toxicité qui comprennent un volet de bioaccumulation dans le protocole d'essai.

Différentes sources de données s'appliquent à différents organismes et voies d'exposition. Pour évaluer adéquatement les essais potentiels, le praticien devrait avoir une excellente compréhension des objectifs de l'étude, notamment :

- le degré de précision (répétabilité) et de résolution (caractérisation des variances spatiale et temporelle) requis dans les paramètres de mesure nécessaires à l'appui du processus décisionnel touchant la gestion du site;
- la pertinence du (ou des) paramètre(s) de toxicité pour ce qui est de représenter les processus écologiques identifiés comme paramètres d'évaluation;
- le nombre et le genre d'essais requis pour dépeindre la variation dans la sensibilité des organismes et pour caractériser les voies d'exposition applicables et les paramètres pertinents au plan écologique;
- l'exigence (le cas échéant) de comparabilité par rapport aux essais antérieurs ou aux aspects juridiques ou aux directives (p. ex., essais sur la truite arc-en-ciel pour évaluer la toxicité des effluents);
- les contraintes propres au site concernant la manipulation et l'analyse des échantillons (p. ex., durée des essais, temps de conservation, exigences concernant des essais échelonnés, restrictions concernant les fenêtres d'échantillonnage afin de tenir compte de la disponibilité saisonnière des organismes, contraintes concernant le prélèvement pratique d'échantillons et accès aux sites d'échantillonnage).

Tous les facteurs susmentionnés peuvent influer sur la sélection des organismes ou protocoles d'essai et l'interprétation des résultats, et tous peuvent varier d'un projet à l'autre. Un examen approfondi de ces facteurs avant de choisir l'essai améliore la probabilité d'obtenir des données utiles pour la caractérisation du risque.

### **1.1.2. Essais de toxicité pour élaborer une valeur de toxicité de référence propre au site**

Étant donné que les essais de toxicité intègrent les effets cumulatifs d'agents stressants potentiels multiples dans un mélange, il n'est pas toujours possible (ni nécessaire) de discerner l'agent responsable précis dans un échantillon donné. Toutefois, dans certains sites, il est possible d'élaborer un rapport concentration-réponse qui quantifie le lien entre un milieu d'exposition (eaux sus-jacentes, eaux interstitielles, sédiments en vrac ou sols de surface) et une mesure des effets spécifiques. Un rapport concentration-réponse calculé expérimentalement doit être défini avec soin, particulièrement dans les cas des relations parasites, des réponses non linéaires et/ou des réponses d'interaction entre les composantes.

Lorsque de tels rapports sont raisonnablement obtenus, il est possible de calculer un niveau du seuil de réaction ou une VTR associée à une substance donnée dans ce milieu d'exposition. On peut se servir des VTR pour extrapoler à partir de stations (ou zones) d'échantillonnage jusqu'à des régions de plus grande superficie, à condition que le mécanisme de toxicité sous-jacent soit bien compris et que les facteurs amenant une telle toxicité soient contrôlés entre les sites.

Généralement, il faut plus de preuves que la simple corrélation statistique pour supporter une VTR fiable pour un site donné.

En établissant des VTR propres à un site, il est important de prendre en considération les facteurs physiques qui peuvent affecter le rapport entre un agent toxique potentiel et la mesure de la réponse. Par exemple, dans les essais de toxicité du sol, Natal-da-Luz *et autres* (2008) documentent la manière dont les réponses d'évitement des invertébrés dans le sol (incluant le lombric *Eisenia andrei* et le collembole *Folsomia candida*) peuvent être influencées par les propriétés du sol (p. ex., la matière organique contenue dans le sol et sa texture) qui affectent le comportement des espèces testées.

Dans les cas pour lesquels le calcul de la VTR est confondu par de multiples substances toxiques potentielles, on peut effectuer des essais de toxicité en utilisant des échantillons de sols ou de sédiments enrichis ou, comme solution de rechange, des évaluations de données sur la toxicité peuvent être effectuées pour limiter le nombre de substances potentiellement toxiques. On peut utiliser l'une ou l'autre de ces méthodes pour élaborer des VTR propres à un site. Pour obtenir des directives supplémentaires sur le calcul des VTR, veuillez consulter le module distinct d'orientation du PASCF sur l'élaboration des VTR.

### **1.1.3. Autres rôles des essais de toxicité**

Outre l'établissement et l'utilisation de la VTR comme seule source de données, les aspects suivants du risque environnemental peuvent être pris en compte par des essais de toxicité :

- la mesure de la biodisponibilité des contaminants<sup>4</sup> (c.-à-d. si des substances ne sont pas biodisponibles, elles ne seront pas toxiques, même si elles sont présentes à des niveaux élevés qui dépassent les recommandations pour la qualité de l'environnement);
- la mesure de la présence de contaminants inconnus ou non soupçonnés (p. ex., si on observe de la toxicité, et que la série de résultats analytiques ne révèle aucun contaminant préoccupant, cela peut être dû à l'action d'autres substances toxiques non mesurées ou mal comprises);
- les réponses en matière d'interaction (effets de mélanges de deux contaminants ou plus, qu'ils soient antagonistes, additifs ou synergiques);
- la démonstration de la diminution du risque pour les options en matière d'assainissement ou d'élimination;

---

<sup>4</sup> Les essais de toxicité de courte durée ne devraient pas être utilisés pour évaluer la biodisponibilité de substances qui sont persistantes ou qui se bioamplifient. De plus, l'absence de toxicité n'est pas nécessairement une preuve qu'il n'y a pas de bioaccumulation, puisque les organismes pourraient ne pas être sensibles aux niveaux d'exposition administrés.

- la vérification de la conformité aux règlements (p. ex., Programme sur l’immersion en mer du gouvernement fédéral);
- l’investigation de sources potentielles de toxicité par l’évaluation de l’identification de la toxicité (ÉIT).

Ces aspects des essais de toxicité aident à réduire l’incertitude aux étapes d’évaluation des effets et de caractérisation du risque.

## 1.2. Portée du module

La portée du présent module se limite à la sélection d’essais de toxicité pour des organismes de niveau trophique inférieur et des organismes aquatiques, y compris les invertébrés (aquatiques et terrestres), les amphibiens, les poissons<sup>5</sup> et les plantes. Le module ne donne aucune directive pour les essais sur les mammifères ou les oiseaux, car on a rarement recours à des essais de toxicité propres à un site pour ces espèces dans des ÉRÉ<sup>6</sup>.

Si un praticien souhaite envisager des essais sur les mammifères ou les oiseaux, il devrait consulter un spécialiste de l’évaluation de la toxicité chez les animaux domestiques ou les espèces sauvages gardées en laboratoire, comme le Center for Integrative Toxicology de la Michigan State University ou encore le Centre national de la recherche faunique (Division de la toxicologie de la faune à Environnement Canada, Ottawa, Ontario). Shore et Rattner (2001) résument les méthodes d’écotoxicologie mammalienne et aviaire ainsi que les résultats provenant de plusieurs sources, notamment pour les mammifères sauvages, comme les visons (*Mustela vison*) et les campagnols (*Microtus* spp.), qui ont été amenés en laboratoire et étudiés selon des protocoles de laboratoire normalisés. Le bien-être des animaux est un enjeu d’une grande importance lorsque des essais sont réalisés sur des mammifères ou des oiseaux. Le Conseil canadien de protection des animaux (CCPA) supervise le traitement réservé aux animaux utilisés à des fins scientifiques dans les universités canadiennes ainsi que dans les laboratoires gouvernementaux et privés. Les espèces sauvages canadiennes représentaient seulement 4,4 % des animaux de laboratoire en 2008 (CCPA, 2008). La Division de la toxicologie de la faune est responsable du Programme national de surveillance des effets des produits toxiques sur les espèces sauvages du Canada d’Environnement Canada. Cette division constitue la source principale de connaissances scientifiques et d’expertise au niveau du gouvernement fédéral relativement aux impacts des substances toxiques sur les espèces sauvages. Le Programme national de surveillance des effets des produits toxiques sur les espèces sauvages se concentre sur les oiseaux migrateurs, ce qui fait qu’une attention moins grande est portée sur les amphibiens, les reptiles, les mammifères et les

---

<sup>5</sup> Le terme « poisson » utilisé dans ce module correspond aux poissons téléostéens (poissons osseux) plutôt qu’à la définition plus large donnée dans la *Loi sur les pêches*. Cette dernière inclut également une variété d’organismes aquatiques, dont les mammifères marins.

<sup>6</sup> Des essais de toxicité sur les oiseaux et les mammifères sont rarement appliqués, et se limitent aux évaluations de risque détaillées plus poussées. Les protocoles concernant les essais de toxicité sur des oiseaux et des mammifères sont très spécifiques aux espèces, ils peuvent comprendre des expositions en laboratoire ou sur le terrain, ils prévoient différentes durées d’essai et ils incorporent plusieurs paramètres, y compris la mortalité, le développement, l’histopathologie, la biochimie, les mutations génétiques, la bioaccumulation et la bioamplification dans les tissus ainsi que les mesures comportementales.

plantes. Par conséquent, il existe des directives canadiennes sur les essais de toxicité sur la faune aviaire (Mineau *et autres*, 1994, 1996), mais la majorité des éléments du programme reposent en fait sur d'autres programmes de recherche et de surveillance de la faune.

Il n'y a pas de base technique suffisante pour fixer des essais ou des paramètres précis pour une voie donnée ou un genre d'écosystème à l'échelle du Canada. Toutefois, on comprend suffisamment bien les essais disponibles pour fournir un cadre au processus décisionnel et pour procurer un moyen d'évaluer les avantages et les désavantages de chaque essai potentiel avant la sélection. En conséquence, le présent module d'orientation met l'accent sur ce qui suit :

- l'identification des essais de toxicité possibles pour des combinaisons de voies, de récepteurs et de milieux d'exposition (**tableau 1**, **tableau 2**);
- l'identification de facteurs d'essai qui doivent être pris en considération au cours de la sélection (aspects obligatoires);
- l'évaluation préliminaire des facteurs habituellement utilisés pour évaluer des essais, à utiliser dans la sélection des essais et l'évaluation de l'incertitude (**tableau 3**);
- les directives concernant l'interprétation des résultats des essais de toxicité.

Les directives données dans le présent module sont censées aider l'évaluateur de risques dans la sélection des paramètres appropriés des essais de toxicité en fonction d'un site. Toutefois, elles ne visent pas à remplacer la consultation de l'équipe de soutien d'experts du PASCF, de toxicologues professionnels et/ou de laboratoires d'essai avant de finaliser la sélection des essais de toxicité. Avant d'investir des ressources importantes, cette consultation est recommandée pour s'assurer que les résultats produits présentent une valeur pour l'étude. L'utilisation des directives suppose que le praticien est au courant des méthodes applicables d'échantillonnage et de manipulation des milieux d'essai, comme celles d'Environnement Canada (1994) et du CCME (1993a, b).

Les essais de toxicité peuvent se faire à l'aide d'échantillons d'eau, de sédiments ou de sol, ou des combinaisons de ces milieux environnementaux (soit par un échantillonnage de milieux multiples, soit par l'exposition à des milieux multiples en laboratoire). Les essais sont habituellement réalisés à l'aide d'échantillons recueillis sur le terrain; toutefois, une manipulation des concentrations d'exposition peut être effectuée par ajouts connus ou par dilution (p. ex., pour obtenir un éventail de concentrations d'exposition pour l'élaboration d'une VTR propre au site). Dans certains cas, la manipulation des milieux de l'échantillon se fait par mélange (p. ex., élutriation, mélange ou remise en suspension) ou par altération chimique ou physique (p. ex., purge, traitement à l'aide de sorbants chimiques). Le présent module d'orientation aborde brièvement les manipulations des échantillons, mais porte surtout sur les méthodes d'essai par défaut les plus couramment appliquées en laboratoire. Les méthodes *in situ* (p. ex., les études de mésocosmes sur le terrain) sont abordées à la rubrique des essais spécialisés (**Annexe A** – section 3); toutefois, les détails des protocoles *in situ* ne sont pas examinés dans le présent module.

Dans d'autres gouvernements, des tentatives ont été effectuées pour quantifier les mérites et les limites des essais de toxicité et pour recommander des essais de toxicité normalisés<sup>7</sup>. Toutefois, de nombreux évaluateurs du risque écotoxicologique maintiennent que la sélection des essais devrait toujours être réalisée en fonction d'un projet précis. Pour cette raison, le présent module n'essaie pas de quantifier le degré d'applicabilité des essais, de fournir un classement relatif entre les genres d'essais ou d'exclure des essais donnés. Au contraire, le présent module met l'accent sur une évaluation minutieuse et éclairée des attributs des essais avant la sélection. Par souci de transparence, le praticien doit documenter une justification raisonnable pour un essai choisi, y compris l'évaluation des lacunes potentielles, des contraintes ou des avantages de l'essai, comme il est indiqué au **tableau 3**.

Le présent module met l'accent sur des méthodes d'essai de toxicité en laboratoire. Les méthodes *in situ* sont également des outils pertinents et peuvent procurer des avantages pour ce qui est de fournir des renseignements utiles par rapport à certains essais de toxicité en laboratoire, selon les objectifs de l'étude. Elles sont une bonne alternative lorsqu'on veut accroître la pertinence liée aux spécificités du site et diminuer les incertitudes dues à l'extrapolation des résultats obtenus en laboratoire aux conditions sur le terrain. L'**Annexe A** décrit brièvement les méthodes *in situ*; toutefois, une évaluation détaillée des méthodes *in situ* ne fait pas partie de la portée du présent module d'orientation. Si des méthodes *in situ* sont envisagées, on recommande au gestionnaire de projet de discuter avec le laboratoire d'essai et de la pertinence des essais et des espèces envisagées de demander conseil à des toxicologues environnementaux qualifiés le cas échéant, y compris à l'équipe de soutien d'experts du PASCF.

Le présent module d'orientation traite de questions techniques et ne fournit pas une orientation détaillée concernant le respect des exigences en matière de réglementation fédérale, provinciale ou locale, qui varient d'un gouvernement à l'autre.

---

<sup>7</sup> Parmi les exemples récents, mentionnons le Southern California Coastal Water Research Project, qui a mené une série d'études techniques afin de fournir une solide assise scientifique à la sélection de méthodes pour le programme des objectifs en matière de qualité des sédiments (Bay *et autres*, 2007). Ces investigations ont mené à une recommandation visant à privilégier cinq paramètres (survie de *Eohaustorius estuarius* [amphipode], survie de *Leptocheirus plumulosus* [amphipode], survie de *Rhepoxynius abronius* [amphipode], croissance juvénile de *Neanthes arenaceodentata* [polychète], et développement d'embryons de *Mytilus galloprovincialis* [moule]) en tant qu'essais normalisés privilégiés pour évaluer la toxicité des sédiments côtiers. Le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique a également étudié la faisabilité et l'utilité de recenser un sous-ensemble des essais de toxicité disponibles qui devraient être recommandés pour leur utilisation dans les évaluations du risque écotoxicologique. Cet effort comportait un atelier auquel participaient de nombreuses parties intéressées (les participants venant d'un peu partout en Amérique du Nord) en septembre 2007 pour évaluer les genres d'essais, l'interprétation des données et les évaluations du poids de la preuve. L'atelier a recensé plusieurs types d'essais qui sont utiles, couramment appliqués et qui peuvent servir de points de départ privilégiés pour concevoir les études, sous réserve de contraintes propres aux sites et aux milieux. Toutefois, on n'est pas parvenu à un consensus quant à un régime d'essais de toxicité privilégiés pour toutes les situations.

## 2. DIRECTIVES

La présente section résume les directives concernant la sélection et l'interprétation des essais de toxicité. Des détails sont fournis dans des résumés d'essais de toxicité présentés sous forme de tableaux (**tableaux 2 et 3**); des directives détaillées relativement au processus de sélection des essais sont données à l'**Annexe A**. Un graphique illustrant la procédure est présenté à la **figure 1**.

Les principales sections du présent module sont les suivantes :

- procédures générales relativement à la sélection des essais;
- résumé des essais potentiels;
- interprétation des essais.

### 2.1. Procédure générale concernant la sélection des essais

Le processus de sélection d'un essai de toxicité comporte les étapes suivantes (**Figure 1**) :

1. **Examen de l'énoncé du problème** – Prendre en compte les objectifs et les contraintes propres à un projet en se basant sur les éléments discutés à la section 2 du document principal des directives du PASCF sur les ÉRÉ. La mise en œuvre du présent module suppose que les récepteurs préoccupants, les paramètres d'évaluation, les objectifs de protection et les voies d'exposition applicables ont déjà été recensés. Il est essentiel d'avoir une définition claire de ces aspects (qui sont abordés dans la section sur l'énoncé du problème dans les directives du PASCF sur les ÉRÉ) pour comprendre quels essais de toxicité sont nécessaires et acceptables. La correspondance entre les voies liées aux risques écologiques, les genres d'écosystèmes et les types de récepteurs est résumée au **tableau 1**; ce tableau peut servir à déterminer la série des types d'essais potentiellement applicables à l'ÉRÉ<sup>8</sup>. Lorsqu'elles sont disponibles, les données relatives au site doivent être examinées afin de déterminer les données manquantes, afin d'éviter des essais redondants et de maximiser la pertinence pour l'ÉRÉ.
2. **Résumé des récepteurs** – Choisir le ou les groupes et le ou les types de récepteurs applicables pour l'évaluation du risque (voir le module d'orientation sur la sélection des récepteurs) et, le cas échéant, déterminer si le site est considéré comme de l'eau douce<sup>9</sup> ou comme de l'eau salée (marin/estuaire). Dans une eau saumâtre, la classification d'eau salée par rapport à eau douce peut ne pas être évidente; il se peut qu'il soit nécessaire de consulter les organismes de réglementation, de vérifier sur place les régimes de salinité et/ou d'examiner les données existantes relativement aux marées et à la salinité. Il faudrait porter une attention minutieuse à la tolérance à la salinité des organismes lors de

---

<sup>8</sup> Le tableau 1 comprend des en-têtes pour les mammifères terrestres et les oiseaux par souci de compatibilité avec les directives concernant la sélection des récepteurs – toutefois, la détermination des protocoles d'essai concernant ces genres de récepteurs ne fait pas partie de la portée du présent module.

<sup>9</sup> Le CCME définit l'eau douce comme une eau ayant une salinité < 0,5 %. Toutefois, pour les essais de toxicité, les aspects plus pertinents sont les tolérances et la pertinence écologique des organismes candidats; par conséquent, on peut envisager d'utiliser des espèces d'eau douce à des salinités supérieures à 0,5 %.

la sélection des essais. Le praticien devrait fournir une justification pour la sélection des espèces dans le rapport final de l'étude afin de clarifier les raisons pour lesquelles certaines espèces ont été choisies par rapport à d'autres.

3. **Recenser les essais applicables d'Environnement Canada** – Le **tableau 2** énumère les protocoles applicables d'essais de toxicité en fonction des écosystèmes et des genres de récepteurs, y compris les protocoles disponibles d'Environnement Canada. Lorsqu'elles sont disponibles, on consultera les méthodes d'essai biologique d'Environnement Canada<sup>10</sup> concernant les organismes d'intérêt. Ces protocoles ont été révisés par des scientifiques fédéraux et provinciaux et ils sont acceptés par les organismes de réglementation fédéraux et provinciaux. En outre, des laboratoires canadiens accrédités par la Canadian Association for Laboratory Accreditation (CALA) sont en mesure de réaliser des essais de toxicité<sup>11</sup>. Conséquemment, tous les autres facteurs étant égaux, les méthodes d'essai d'Environnement Canada sont préférables à celles mises au point dans d'autres pays de façon à maintenir une cohérence dans la pratique et à pouvoir facilement réaliser une assurance qualité.
4. **Recenser les autres essais disponibles** – Lorsqu'un protocole d'Environnement Canada n'est pas disponible ou ne convient pas parfaitement au paramètre d'intérêt, consulter le **tableau 2** et la section 2.2 du présent module afin de recenser les essais potentiels alternatifs et les protocoles. Dans certains cas, il se peut qu'il n'y ait aucune représentation du type d'organisme précis (p. ex., périphyton). Dans ces cas, la liste des essais potentiels peut être élargie de façon à inclure toutes les entrées au sein du « groupe de récepteurs » (p. ex., producteur aquatique primaire), qui fournit un niveau de représentation taxonomique et/ou écologique plus vaste<sup>12</sup>. Si l'accréditation des essais constitue une caractéristique désirée de l'essai alternatif (selon des discussions avec l'équipe de soutien d'experts du PASCF), le praticien devrait communiquer avec la CALA pour savoir si des laboratoires canadiens sont accrédités pour ces essais.
5. **Examiner la pertinence et l'acceptabilité** – Évaluer les aspects obligatoires indiqués à l'**Annexe A**. Éliminer les essais qui ne correspondent pas aux objectifs de l'étude recensés à l'étape 1, ou qui ne répondent pas aux exigences précisées (p. ex., granulométrie, salinité ou contenu en carbone organique total inapproprié). Évaluer de façon critique les espèces envisagées en ce qui concerne leurs tolérances aux facteurs énumérés à l'étape 6b) ci-dessous. Il faut savoir qu'un essai ne nécessite pas absolument un protocole d'essai publié pour être acceptable. Si l'essai est pertinent, s'il est exécuté correctement et de façon appropriée pour la substance, l'organisme et le paramètre d'intérêt, il est acceptable à condition que les avantages et les désavantages de l'essai aient été évalués et documentés minutieusement. Si un essai est réalisé dans l'intention d'être utilisé pour établir des seuils propres à des produits chimiques, il faut prendre en considération les directives spécifiques des programmes pertinents sur la qualité des

---

<sup>10</sup> Outre le tableau 2, on peut obtenir en ligne une liste distincte des méthodes biologiques publiées à [http://www/etc-cte.ec.gc.ca/organization/bmd/bmd\\_publist\\_f.html](http://www/etc-cte.ec.gc.ca/organization/bmd/bmd_publist_f.html).

<sup>11</sup> Renseignements disponibles en ligne à <http://www.cala.ca/>.

<sup>12</sup> Voir la définition dans le glossaire.

données. Par exemple, lorsque l'objectif de l'étude comprend la collecte des données sur un produit chimique (ou une catégorie de produits chimiques) dans le cadre d'un ensemble de données de dépistage (EDD), il est prudent de suivre les protocoles d'évaluation de la qualité des données comme celui de l'OCDE (2001) afin d'évaluer la fiabilité, la pertinence et la justesse des données générées par les essais.

6. **Évaluer en détail la pertinence**— En ce qui concerne les essais restants, évaluer les trois catégories de pertinence des essais en utilisant les renseignements fournis au **tableau 3** et les détails donnés à l'**Annexe A**, étayés par une autre revue de littérature, lorsque c'est justifié. Il est également approprié de consulter un laboratoire de toxicologie environnementale.
  - a. Utilité aux fins de l'évaluation du risque
    - i. Disponibilité de données sur la toxicité (pour évaluer la sensibilité aux substances d'intérêt)
    - ii. Pertinence du témoin négatif pour le milieu d'essai (si les milieux de référence ne sont pas disponibles)
    - iii. Efficacité statistique (capacité de déceler des réactions)
    - iv. Disponibilité de paramètres d'essais multiples, sublétaux et/ou chroniques
    - v. Pertinence géographique (espèces tempérées, tropicales ou régionales)
    - vi. Masse tissulaire (pour une évaluation de la bioaccumulation potentielle)
  - b. Tolérance de l'organisme<sup>13</sup>
    - i. Tolérance à l'ammoniac
    - ii. Tolérance aux sulfures
    - iii. Tolérance au substrat (granulométrie, carbone organique total)
    - iv. Tolérance à la dureté de l'eau ou à la salinité
  - c. Facteurs de logistique et de planification
    - i. Manipulation des organismes en laboratoire (transport, acclimatation, culture, maintien)
    - ii. Source d'approvisionnement en organismes (disponibilité et fiabilité)
    - iii. Disponibilité saisonnière des organismes (condition convenable pour les essais)

---

<sup>13</sup> Les attributs énumérés mettent l'accent sur la tolérance aux facteurs qui confondent habituellement l'interprétation des essais. Les organismes varient également pour ce qui est de leur tolérance à d'autres facteurs, comme l'intensité ou la durée de la lumière, les conditions en matière d'aération/d'oxygène (p. ex. : concentration d'oxygène dissous), la température, etc. Ces facteurs font l'objet d'un contrôle dans les protocoles concernant l'acclimatation des organismes et les conditions d'essai et sont moins couramment utilisés pour faire une distinction entre les essais potentiels.

- iv. Exigences quant aux volumes d'échantillon (faisabilité d'acquisition et de transport)
  - v. Méthode standard disponible (disponibilité commerciale)
  - vi. Coût d'essai (par échantillon pour une répétition standard)
7. **Sélectionner l'essai ou les essais appropriés** – En fonction des facteurs évalués à l'étape 6 et des objectifs de l'étude recensés à l'étape 1, déterminer les essais pertinents. Les essais pertinents doivent utiliser des organismes d'essai appropriés et permettre la production de paramètres de mesure appropriés qui s'harmonisent aux paramètres d'évaluation de l'ÉRÉ. Il faudrait procéder à une vérification de la pertinence<sup>14</sup> pour s'assurer que les essais choisis demeurent compatibles avec les objectifs de l'étude. Les praticiens devraient consulter les directives sur l'ÉRÉ du PASCF relativement à la sélection des récepteurs dans le cadre de cette vérification pour s'assurer que les paramètres de mesure, les paramètres d'évaluation et les récepteurs choisis coïncident. En outre, il y aurait lieu de consulter l'équipe de soutien d'experts du PASCF, des toxicologues et des laboratoires d'essai avant de finaliser la sélection des essais de toxicité.
8. **Tenir compte des modifications aux essais** – Parfois, des modifications au protocole d'essai standard sont justifiables. À titre d'exemple de modifications courantes aux essais, mentionnons un changement dans la durée des essais (p. ex., augmentation du temps de sédimentation des particules avant l'ajout de larves dans des essais de développement larvaire de bivalves afin de réduire les effets d'entraînement), un changement dans le nombre de réplicats (p. ex., nombre accru de réplicats pour améliorer l'efficacité statistique d'un paramètre sublétal) ou aux manipulations d'un échantillon (p. ex., ajustement de la saumure afin d'obtenir des plages appropriées de stabilité). Lorsqu'une modification à un essai est envisagée, le praticien devrait évaluer les compromis entre les facteurs de pertinence, de faisabilité et de normalisation de l'essai. L'**Annexe A** présente de plus amples renseignements sur les essais de toxicité spécialisés. Lorsque l'on envisage de s'écartier des protocoles opératoires standards : (1) la justification devrait soigneusement être documentées dans l'ÉRÉ; (2) une consultation avec des organismes de réglementation et/ou l'équipe de soutien d'experts du PASCF est requise; (3) de tels écarts devraient être mis en œuvre seulement lorsque les avantages des modifications sont clairement justifiés. Si des modifications aux essais sont jugées nécessaires, des essais côte à côte avec des essais normalisés devraient être envisagés également, selon les objectifs de l'étude.
9. **Considérer la possibilité d'essais additionnels** – La réalisation d'une batterie d'essais de toxicité est généralement préférable à l'utilisation d'un seul qui est présumé avoir le « meilleur » paramètre d'essai de toxicité. Il est rare que tous les facteurs nécessaires à l'évaluation complète de la sensibilité ou la pertinence d'un essai soient connus avec précision avant d'effectuer l'essai. Suivant les objectifs de l'étude (déterminés à l'étape 1), il peut être approprié de répéter le processus (c.-à-d. réaliser une batterie d'essais)

---

<sup>14</sup> Voir le glossaire.

jusqu'à ce que suffisamment d'information soit recueillie. Plusieurs essais peuvent être faits en parallèle ou encore de manière échelonnée.

## 2.2. Autres aspects pertinents à prendre en considération dans le cas de l'eau interstitielle

Des essais de l'eau interstitielle peuvent être réalisés à l'aide de n'importe lequel des protocoles d'essai indiqués « en colonne d'eau » à la rubrique milieux d'essai au **tableau 3**. Les essais de toxicité de l'eau interstitielle ont été décrits comme avantageux en raison de leur sensibilité accrue aux contaminants chimiques, de leur réalisme écologique global et de leur capacité d'éviter les facteurs confusionnels courants (p. ex., granulométrie) pour les essais de toxicité de sédiments entiers (Carr *et autres*, 2001; Carr et Nipper, 2003, Nipper *et autres*, 2002). Toutefois, un essai de l'eau interstitielle nécessite que l'on examine attentivement les facteurs de pertinence suivants avant de procéder à la sélection :

- Production des échantillons – L'eau interstitielle doit être prélevée en volumes suffisants, y compris pour les renouvellements nécessaires.
- Méthode d'extraction – La méthode d'extraction de l'eau interstitielle devrait être évaluée minutieusement, ainsi que les effets subséquents sur la modification et la biodisponibilité des échantillons (Anderson *et autres*, 2001). Les échantillons d'eau interstitielle peuvent également nécessiter une centrifugation ou une filtration afin de limiter l'influence confusionnelle des particules entraînées.
- Traitement des échantillons – Outre la centrifugation ou la filtration, un rajustement des faibles concentrations d'oxygène dissous, du pH et/ou des sulfures peut être fait dans le laboratoire, mais il y a un risque de modifier la spéciation chimique et la biodisponibilité des composants de l'échantillon.
- Pertinence écologique – Certains auteurs ont mis en garde contre le fait que les essais de toxicité de l'eau interstitielle comportent de nombreuses limitations intrinsèques qui peuvent diminuer leur utilité pour des études courantes sur la qualité des sédiments (p. ex., Chapman *et autres*, 2002a). Des comparaisons côte à côte de la toxicité de l'eau interstitielle et des sédiments entiers, quoique limitées, indiquent que la toxicité est supérieure dans les échantillons d'eau interstitielle, mais qu'elle est principalement reliée à l'ammoniac plutôt qu'à des contaminants potentiellement préoccupants (CPP) propres au site (Burgess *et autres*, 1993; Anderson *et autres*, 2001; McDonald, 2005). Un des inconvénients des essais de l'eau interstitielle est le fait que plusieurs protocoles normalisés entraînent des expositions à l'ammoniac supérieures dans le milieu d'essai à celles qui auraient été mesurées *in situ* (en raison des processus de dilution et de lessivage naturels), particulièrement pour les organismes dont une partie de leur cycle de vie se déroule dans l'eau. Pour cette raison, le facteur confusionnel qu'est le haut niveau d'ammoniac ambiant dans des sédiments de référence provenant de terrains non contaminés peut causer un artefact de toxicité.

## 2.3. Résumé des essais potentiels

Le **tableau 3** résume environ 75 des essais de toxicité les plus couramment appliqués en Amérique du Nord. Chaque essai est évalué par rapport aux caractéristiques de pertinence des essais recensées plus haut. L'**Annexe A** présente un guide qui explique les codes d'identification (voir la sous-section sur les facteurs de pertinence des essais).

Le résumé relatif à la pertinence des essais donne des indications préliminaires, au moyen d'un système de codage simple, des points forts et des limites de chaque essai. Lorsque l'on recense une contrainte à un essai donné, le praticien peut devoir consulter d'autres ouvrages détaillés sur la question, à l'aide des références données à l'**Annexe A** et à l'**Annexe B** ou d'autres informations connexes. Ce module n'évalue pas de manière complète tous les enjeux techniques qui peuvent survenir au cours d'un essai. L'intention est plutôt de mettre en évidence les facteurs qui ont le plus d'influence sur la sélection et la fiabilité d'un essai.

À titre d'exemple du système de codage, l'amphipode marin *Rhepoxynius abronius* est présenté dans le **tableau 3** comme faisant l'objet de contraintes pour ce qui est de la plage de salinité et des tolérances à la granulométrie. Un examen plus approfondi de ce facteur indique que *Rhepoxynius abronius* ne se prête pas à des essais lorsque le taux de salinité est faible ou modéré (<2,5 %), que l'on essaie rarement d'ajuster la salinité dans le cas de cette espèce et que cette espèce ne convient pas pour les essais de sédiments contenant un pourcentage élevé de particules fines. Le praticien devrait envisager une autre espèce d'amphipode, comme *Eohaustorius estuarinus*, si le site contenait principalement des limons et des argiles.

Un aspect important de la sélection des essais est l'évaluation des mises en garde qui s'appliquent à des méthodes d'essai individuelles, comme le résument les notes à la fin du **tableau 3**. Tandis que certains essais seront exclus en raison de seuils rigoureux précisés dans le protocole pour la validité de l'essai, dans d'autres cas, la décision sera moins évidente et il faudra se servir de son jugement professionnel. Par exemple, plusieurs études ont démontré que les essais de toxicité de sédiments réalisés à l'aide de larves d'huîtres et de moules peuvent présenter des effets néfastes (artefacts d'essai) causés par le dépôt de particules en suspension (Elphick *et autres*, 2004). Parallèlement, une sensibilité des espèces bivalves à de faibles concentrations d'ammoniac dans les sédiments évalués a été observée (McDonald, 2005). Pour quelques-uns de ces facteurs, les seuils propres au protocole ne sont souvent pas disponibles ou bien n'indiquent pas la plage complète des expositions dans lesquelles de tels artefacts de réponse peuvent survenir. Le **tableau 3** est censé mettre en garde contre l'omission de ces facteurs en : (1) signalant la sensibilité potentielle *a priori* pour minimiser la probabilité d'obtenir des données suspectes; (2) identifiant les facteurs confusionnels potentiels que l'on devrait peut-être prendre en compte lors de l'évaluation ultérieure des données. Dans de nombreux cas, des modifications aux essais et/ou une inclusion d'échantillons de référence appropriés aident à bien interpréter les données sur la toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

## 2.4. Interprétation des résultats des essais de toxicité

Environnement Canada a élaboré des documents d'orientation pour une interprétation numérique de ses méthodes d'essai biologique. En conséquence, on conseille aux praticiens de consulter le *Guide des essais écotoxicologiques employant une seule espèce et de l'interprétation de leurs résultats* (Environnement Canada, 1999). Ce document est appuyé par le document

complémentaire d'Environnement Canada (2005b) sur les méthodes statistiques applicables aux essais d'écotoxicité. De plus, deux des méthodes d'essai d'Environnement Canada fournissent une orientation supplémentaire sur l'interprétation des données (Environnement Canada, 1998b, 2002). Les références susmentionnées donnent les procédures par défaut qu'il faut appliquer lors de l'évaluation des résultats d'essais de toxicité individuels. Le reste de la section décrit certains autres aspects à prendre en considération qui s'appliquent à l'utilisation des données d'essais de toxicité dans le cadre d'une évaluation du risque ou de l'approche du poids de la preuve.

Avant d'interpréter les résultats d'essais de toxicité, il faut confirmer, dans la mesure du possible, la qualité des données. Le présent module suppose que les données ont été recueillies selon des protocoles établis et que des procédures d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) ont été mises en œuvre de façon satisfaisante lors de la collecte des données. Le praticien devrait confirmer ce qui précède, étudier attentivement le rapport de laboratoire et confirmer qu'aucun écart important par rapport au protocole n'est survenu qui pourrait influer sur l'interprétation des résultats obtenus. La santé générale des organismes d'essai, le rendement des témoins négatifs et les résultats obtenus avec les toxiques de référence constituent également des aspects importants à prendre en considération au moment d'évaluer la validité des résultats des essais. Le praticien devrait évaluer la documentation relative à la collecte des échantillons sur le terrain, à leur manipulation et à leur transport, en particulier lorsque des résultats d'essai anormaux sont observés.

#### **2.4.1. Considérations générales**

Il est difficile de formuler des directives concernant l'interprétation des essais de toxicité étant donné la diversité des types d'essais, des paramètres et des objectifs des études. Toutefois, les principes généraux suivants s'appliquent à l'interprétation de tous les essais.

- Les résultats des essais de toxicité devraient être évalués en fonction des objectifs de protection établis pour l'ÉRÉ propre au site. Les essais de toxicité peuvent fournir une ou plusieurs sources de données dans le cadre de l'approche du poids de la preuve pour caractériser le risque au site. Il faudrait identifier les éléments et les critères de décision pour déterminer les risques acceptables ou inacceptables avant de caractériser les risques. À cette fin, le praticien devrait consulter les organismes de réglementation et/ou l'équipe de soutien d'experts du PASCF à l'étape de l'énoncé du problème.
- L'interprétation des résultats des essais de toxicité est liée à l'objectif des essais de toxicité. Par exemple, l'interprétation d'un essai de toxicité réalisé à des fins d'ÉIT peut différer du même essai réalisé selon l'approche du poids de la preuve.
- Il faudrait éviter de prendre des décisions polarisées (p. ex., toxique ou non toxique), car ces dernières simplifient exagérément les résultats des essais et aboutissent à une perte d'information<sup>15</sup>.

---

<sup>15</sup> Pour certaines exigences réglementaires, une désignation claire peut être requise quand un cadre de décision existe. Par exemple, le Programme d'immersion en mer prévoit des critères de décision basés sur les données d'essais réussis/échoués. Les détails sont disponibles à <http://www.ec.gc.ca/ied-das/default.asp?lang=Fr&n=F25958B2-1#a8>. Le présent guide ne vise pas à remplacer ces directives.

- L’interprétation devrait prendre en considération la précision (ou le manque de précision) des paramètres de mesure. Par exemple, des taux de survie d’amphipodes de 89,6 et 90,4 % ne diffèrent pas assez pour établir la pertinence écologique étant donné la précision de l’essai. La plupart des données des essais de toxicité ne devraient pas comporter plus de deux chiffres significatifs dans les résumés des données. On devrait utiliser plus de chiffres significatifs seulement s’ils sont justifiés par la précision de l’expérience et lorsqu’ils sont nécessaires pour interpréter les résultats.
- L’interprétation devrait tenir compte de la pertinence des milieux témoins ou de référence auxquels les échantillons du site sont comparés. Des milieux de référence relativement propres qui présentent des caractéristiques physiques semblables à celles des échantillons du site sont préférables à des témoins négatifs de laboratoire (ces derniers servent principalement au contrôle de la qualité). L’évaluation des références devrait tenir compte non seulement de la contamination chimique des milieux de référence, mais aussi des caractéristiques physiques et/ou biologiques qui peuvent influer sur la performance des essais. Il est souvent bénéfique d’inclure des milieux provenant de sites de référence, ou bruit de fond, dans le régime des essais de toxicité.
- Dans la mesure du possible, l’interprétation ne devrait pas insister seulement sur la fiabilité/signification statistique ou seulement sur l’ampleur de l’effet. Au contraire, dans la mesure du possible, l’interprétation devrait tenir compte de tous les aspects de l’efficacité statistique (p. ex., ampleur de l’effet, taille de l’échantillon, variabilité des données relatives aux paramètres, niveaux alpha [ $\alpha$ ] appropriés). Il faudrait tenir compte de la probabilité des erreurs de type I et de type II (Allchin, 2001). Voir les termes « efficacité statistique » et « erreurs de type I et type II » dans le glossaire pour la clarification de ces concepts et les pratiques courantes pour assigner des niveaux alpha [ $\alpha$ ] et beta [ $\beta$ ].
- Lors de l’interprétation des résultats des essais de toxicité, une attention devrait être portée aux observations visuelles faites durant l’essai (telles que documentées dans les notes de laboratoire, les photographies, les descriptions des milieux, etc.). Bien que qualitatives, ces observations peuvent fournir des indices importants pour l’interprétation des essais et l’évaluation de l’incertitude. Par exemple, des indices de croissance microbienne ou de micro algues dans les contenants d’essai peuvent indiquer la présence d’un facteur confusionnel biologique important. Les observations de turbidité dans les contenants d’essai peuvent indiquer des réponses d’entraînement potentielles, qui peuvent survenir suite à la décantation lors de certains essais de développement de larves de bivalves. Le changement de couleur ou de texture de sédiments peut également fournir des indices concernant les processus de biodisponibilité chimique (p. ex., l’oxydation de métaux ou la présence de précipités ou de substances floculées).

#### **2.4.2. Méthodes d’interprétation des essais**

La présente section résume quelques-unes des méthodes couramment utilisées pour déterminer les seuils de réaction aux essais de toxicité. Environnement Canada (1999, 2007) donne des détails supplémentaires pour plusieurs des méthodes dont il est question ci-dessous. Pour certaines évaluations du risque, la détermination numérique des seuils de réactions acceptables

pourrait ne pas être nécessaire. Cela peut se produire dans les cas où la portée du mandat de l'ÉRÉ se limite à résumer les effets sans porter de jugement sur l'acceptabilité des résultats.

#### **2.4.2.1. *Estimation ponctuelle***

L'élaboration de méthodes d'estimation ponctuelle s'appuie sur des protocoles d'essai d'écotoxicité normalisés (Rand, 1995). La concentration inhibitrice ( $CI_X$ ) représente la concentration qui donne lieu à une ampleur d'effet de X % tandis que la concentration effective ( $CE_X$ ) est la concentration qui donne lieu à une réaction prévue dans X % des organismes d'essai au cours d'une période de temps définie (voir la case de définition plus loin). Pour calculer des estimations ponctuelles, les données provenant de durées d'observation fixes sont caractérisées à l'aide d'un modèle parmi plusieurs (p. ex., régression logistique ou des modèles linéaires fondés sur des probits ou des logits) (Rand, 1995). Même si les détails statistiques varient, toutes les méthodes utilisent une interpolation numérique pour estimer la concentration associée à un niveau défini de réaction (Zajdik, 2007). Dans le cas des essais quantitatifs, Environnement Canada (2007) indique que des estimations ponctuelles calculées par régression sont préférables à d'autres approches. De telles estimations tiennent compte des rapports concentration-réponse et sont moins susceptibles aux faiblesses du cadre d'essai par test d'hypothèse (Chapman *et autres*, 1996).

Les procédures d'estimation ponctuelle sont intéressantes au plan conceptuel parce qu'elles établissent un rapport entre la concentration (que ce soit sur la base volume/volume ou sur la base d'un contaminant spécifique) et un niveau d'effet prévu. Les procédures d'estimation ponctuelle ( $CI_X/CE_X$ ) peuvent tenir compte de l'efficacité et de la signification statistique par le biais d'intervalle de confiance simultanée. En outre, les estimations ponctuelles s'appliquent mieux aux essais réalisés en utilisant un gradient d'exposition (comme une série de dilutions). Dans des essais sur les sédiments ou les sols, on effectue rarement des séries de dilutions, et en raison des mélanges complexes de contaminants présents dans les échantillons recueillis sur le terrain, les calculs d'estimations ponctuelles fiables propres aux contaminants peuvent être compliqués. Si des estimations ponctuelles propres aux contaminants sont nécessaires pour les sols ou les sédiments, celles-ci peuvent être calculées de manière empirique grâce à une évaluation du rapport concentration-réponse de plusieurs échantillons en fonction d'un gradient. On peut également les calculer expérimentalement en effectuant des essais de toxicité avec des échantillons de sédiment enrichis. Cette dernière méthode demande un niveau supérieur de sophistication technique en raison des enjeux associés au dopage des contaminants d'une manière qui est représentative de la biodisponibilité sur le terrain et pas excessivement perturbatrice de la structure physique de la matrice de l'échantillon.

**Définition de la  $CE_x$  par rapport à la  $CI_x$**  – Pour les paramètres autres que la mortalité, il existe une certaine confusion quant au sens de la  $CE_x$  (concentration effective). Une véritable  $CE_x$  s’applique habituellement à des variables dichotomiques et représente la concentration à laquelle le pourcentage  $x$  de la population mesurée dans l’essai manifeste une réaction précise relativement aux groupes témoins lors d’une période de temps définie – soit, dans le cas d’une  $CE_{20}$ , 20 % des individus évalués peuvent présenter un niveau précis de dégradation reproductive (p. ex., 20 % des larves de bivalves ne se sont pas développées normalement). Une  $CE_x$  peut également s’appliquer dans le cas de la mortalité – par exemple, 20 % de la population évaluée est morte; cependant, dans ce cas, on parle habituellement de  $CL_x$  (concentration létale). Par opposition, une  $CI_x$  (concentration inhibitrice) représente la concentration à laquelle  $x$  % d’altérations survient pour une variable de réponse continue – par exemple, dans le cas d’une  $CI_{20}$ , on s’attendrait à ce que l’organisme individuel moyen de la population évaluée présente une altération de reproduction de 20 % par rapport au groupe témoin. De nombreux documents d’orientation utilisent librement l’expression  $CE_x$  et donnent des exemples qui sont autant des  $CE_x$  que des  $CI_x$ .

#### **2.4.2.2. Utilisation des DSENO et des DMENO**

Le calcul des doses sans effet néfaste observé (DSENO) et des doses minimales avec effet néfaste observé (DMENO) se fonde sur des critères rigoureux de signification statistique (dans le cadre de la vérification d’hypothèse traditionnelle) appliqués aux données sur la toxicité recueillies à des niveaux d’exposition multiples. Des comparaisons par paires sont effectuées entre les effets des traitements et la condition témoin (ou de référence), et une détermination binaire de la signification statistique est faite. Dans la plupart des cas, le niveau de signification ( $\alpha$ ) est établi à 0,05, et la probabilité d’une erreur de type II qui en résulte ( $1-\beta$ ; voir le glossaire) varie considérablement entre les méthodes d’essai et les échantillons. En outre, la valeur d’une DSENO ou d’une DMENO dépend beaucoup de l’espacement des traitements en fonction d’un gradient d’exposition et de la taille des échantillons que l’on utilise. Par conséquent, les évaluations des DSENO/DMENO ont été largement critiquées (Chapman *et autres*, 1996), et ne permettent pas d’évaluer les données sur la toxicité aux fins de l’évaluation du risque ou de la réglementation. À la place, on recommande l’application des DSENO/DMENO seulement dans le cadre d’un processus décisionnel plus solide. Environnement Canada (2007) fait remarquer que la procédure des DSENO/DMENO est de moins en moins utilisée, et que la procédure est moins souhaitable que l’estimation ponctuelle.

#### **2.4.2.3. Seuils d’effet**

L’approche fondée sur le seuil de réduction est une méthode qui permet d’évaluer la signification des résultats des essais de toxicité au moyen d’une approche fondée sur l’ampleur de l’effet. À ce titre, l’utilisation d’un seuil fondé sur l’ampleur de l’effet est une variante de l’approche par estimation ponctuelle ( $CI_x/CE_x$ ) (section 2.4.2.1), et elle se fonde sur une décision basée sur des directives voulant qu’un niveau défini d’effet soit acceptable. L’ampleur de l’effet (ou réduction des paramètres) qui est jugée écologiquement significative varie (selon la province ou le pays, l’utilisation des terres, le genre d’écosystème, le type d’organisme, etc.), mais de nombreux évaluateurs ont déterminé que des réductions de 20 % et de 50 % de la survie, de la croissance ou du paramètre de reproduction d’un individu sont indicatives des seuils en ce qui concerne

l'importance écologique dans des essais en laboratoire (avec des amplitudes d'effet moyennes et importantes, respectivement). En pratique, les seuils de réduction s'appliquent généralement à la détermination de  $CI_x$  et représentent l'amplitude moyenne de réduction d'un paramètre de croissance ou de reproduction. Ces valeurs (20 % et 50 % de réduction) peuvent avoir un fondement technique, et aussi être basées sur des critères administratifs ou des directives. Le principal défi en ce qui concerne leur mise en œuvre est que l'amplitude de l'altération écologique associée à une amplitude d'effet numérique fixe varie selon le genre de paramètre et l'échelle du paramètre. Par exemple, une diminution de 20 % de la croissance ( $CI_{20}$ ) mesurée dans un essai en laboratoire pour une seule espèce d'invertébré peut être considérée comme un seuil convenable pour l'importance écologique, tandis qu'une réduction de 20 % dans la population d'un vaste stock de poissons d'intérêt social ou commercial ( $CE_{20}$  pour la mortalité) ne le serait pas. Cette dernière ne serait pas cohérente avec la législation fédérale (c.-à-d. la *Loi sur les pêches*) et conséquemment, serait inacceptable. Dans le cas des études sur le terrain et des paramètres comportant une valeur écologique et/ou humaine élevée, on peut adopter des seuils inférieurs à 20 %. Le gouvernement fédéral n'a pas établi de politique générale concernant l'amplitude acceptable d'un effet. Au moment de publier le présent document, les objectifs de protection et les niveaux acceptables des effets sont déterminés par rapport à un site en particulier. Les praticiens devraient consulter l'équipe de soutien d'experts du PASCF avant d'adopter toute amplitude d'effet donné comme seuil pour l'importance environnementale.

En résumé, le recours à des seuils de réduction peut constituer un compromis convenable entre la sensibilité, la confiance et la fiabilité. Toutefois, parce que des effets à un niveau prévu ou supérieur peuvent ne pas toujours être cohérents avec l'importance écologique, ces catégorisations devraient être soigneusement prises en considération et, dans la mesure du possible, conjuguées à des mesures de signification statistique (voir *Approches ordinaires*, plus loin). En outre, on devrait se servir de plus d'une source de données dans les décisions de gestion dans le cadre d'une approche du poids de la preuve. Les spécialistes et d'autres responsables de la réglementation devraient être consultés lorsqu'une approche fondée sur le poids de la preuve est nécessaire, en particulier s'il y a des plans visant à se départir du site, compte tenu des utilisations actuelles et futures des terrains.

Faute de seuils fondés sur des politiques ou des essais, les évaluateurs du risque peuvent collaborer avec les gestionnaires du site pour élaborer des seuils propres au site. Et en l'absence d'autres informations, des valeurs provisoires par défaut ont été suggérées (section 2.4.2.4). Les valeurs provisoires devraient être appliquées avec prudence, car elles ont été élaborées en fonction d'une évaluation de certains essais de toxicité sur des sédiments marins et peuvent ne pas s'appliquer à toutes les situations.

#### **2.4.2.4. *Approches ordinaires appliquées aux seuils d'effet***

Les seuils d'effet ne sont pas nécessairement de nature binaire (non toxiques/toxiques). L'exemple qui suit est une approche ordinaire pour interpréter les résultats d'essais de toxicité qui est suggérée par le Southern California Coastal Water Research Project (Bay *et autres* 2007) pour les essais aquatiques. Cette approche n'est pas destinée à être l'approche prescrite pour l'interprétation, mais elle fournit plutôt un exemple de la manière dont les données continues peuvent être catégorisées tout en considérant à la fois la signification statistique et l'amplitude de l'effet. L'approche ordinaire « conserve plus d'information au sujet de la réaction à la toxicité et,

par conséquent, fournit un plus grand potentiel de résolution lorsque l'on combine les données sur la toxicité à d'autres sources de données dans une approche triade de qualité des sédiments » (Bay *et autres*, 2007). Les catégories ordinaires suivantes sont établies :

- Non toxique – Réaction qui n'est pas très différente de celle à laquelle on s'attend dans des milieux non contaminés et qui présente des caractéristiques optimales pour l'espèce évaluée;
- Faible toxicité – Une réaction qui est d'une ampleur relativement faible; la réaction peut ne pas être plus grande que la variabilité des essais;
- Toxicité moyenne – Confiance élevée qu'un effet significatif au plan statistique est présent;
- Forte toxicité – Confiance la plus élevée qu'un effet toxique est présent et que l'ampleur de la réaction est parmi les effets les plus importants observés pour l'essai.

Ces catégories diffèrent des approches précédentes (sections 2.4.2.1 à 2.4.2.3) en ce sens que les catégories sont attribuées en fonction d'une évaluation à la fois de la signification statistique et de l'ampleur absolue des réactions observées. L'approche s'appuie sur une comparaison du résultat de l'essai (p. ex., pourcentage de survie par rapport à la référence) à trois seuils d'effet quantitatifs, correspondant à la limite supérieure de la plage de réaction pour les catégories de faible toxicité, de toxicité moyenne et de forte toxicité. Plus particulièrement, les catégories tiennent compte des règles de décision suivantes :

- On considère qu'un échantillon est « non toxique » si l'une des conditions suivantes s'applique : (1) la valeur non ajustée de la réaction est inférieure à un « seuil faible »; ou (2) la réponse normalisée de référence dépasse seulement le « seuil faible » et n'est pas statistiquement différente du témoin.
- On considère qu'un échantillon présente une « faible toxicité » si l'une des conditions suivantes s'applique : (1) la réaction normalisée de référence dépasse uniquement le « seuil faible » et est statistiquement différente du témoin; ou (2) la réaction normalisée de référence dépasse le « seuil moyen », mais n'est pas statistiquement différente du témoin.
- On considère qu'un échantillon présente une « toxicité moyenne » si la réaction normalisée de référence dépasse le « seuil moyen » et est statistiquement différente du témoin.
- On considère qu'un échantillon présente une « forte toxicité » si la réaction normalisée de référence dépasse le « seuil élevé », indépendamment de la signification statistique.

Ce cadre, bien que présenté ici seulement à titre d'exemple, est conforme conceptuellement aux directives récentes préparées à l'intention des ministères provinciaux de l'Environnement de la Colombie-Britannique<sup>16</sup> et de l'Ontario<sup>17</sup>. Bay *et autres* (2007) ont élaboré des seuils numériques

---

<sup>16</sup> Le document d'orientation de la Colombie-Britannique pour une évaluation détaillée du risque écotoxicologique (SAB, 2008) ne donne pas de règles de décision normatives pour catégoriser les réactions, mais favorise la prise en considération simultanée de l'ampleur de l'effet, de la signification statistique et d'autres aspects de l'efficacité statistique dans l'interprétation des réactions aux paramètres.

pour sélectionner les espèces à l'aide de caractéristiques propres aux essais, notamment la variabilité des essais (différence significative minimale [DSM]) et la répartition des données sur les réactions à la toxicité. On a également utilisé un critère statistique dans le régime de classification à l'aide du test *t* de Student avec un critère  $\alpha \leq 0,05$  pour la probabilité d'une erreur de type I (comparaison du témoin négatif aux sédiments évalués, en supposant des variances inégales<sup>18</sup>). Le raisonnement concernant les seuils appliqués (qui peut être utilisé comme guide pour l'élaboration future de seuils) inclut :

- Faible seuil – Bay *et autres* (2007) ont élaboré le seuil séparant les catégories toxique et non toxique en tenant compte de la plus faible valeur de réaction acceptable du témoin pour l'essai en question, tel qu'il est établi dans les protocoles d'essai. La justification était que n'importe quelle réaction qui faisait partie de la plage prévue des animaux exposés à des conditions optimales des sédiments (c.-à-d. les témoins) devrait indiquer une condition non toxique dans l'échantillon évalué.
- Seuil moyen – L'intention de la description du seuil moyen était de faire une distinction entre les échantillons produisant une petite réaction d'une signification incertaine et les réactions plus importantes représentant une différence importante de la fiabilité par rapport au témoin (Bay *et autres*, 2007). Les seuils numériques pour des essais précis ont été calculés en tenant compte de la DSM<sup>19</sup>, qui était propre à chaque méthode d'essai. Le seuil moyen a été fixé comme étant égal au 90<sup>e</sup> centile des DSM pour une méthode d'essai de toxicité donnée. Comme les valeurs moyennes et médianes des seuils étaient près de 80 % (c.-à-d. réduction de 20 %), elles ont été adoptées provisoirement pour évaluer d'autres paramètres de toxicité. En outre, Efroymson et Suter (1999) et Pack (1993) ont suggéré que des réductions de 20 % ou plus dans la survie, la croissance ou la reproduction sont indicatives d'effets significatifs pour la faune. En conséquence, l'approche axée sur la réduction de 20 % a été adoptée comme pratique courante d'évaluation du risque dans plusieurs gouvernements d'Amérique du Nord pour identifier les réactions potentiellement pertinentes au plan écologique.
- Seuil élevé – L'idée derrière la notion de seuil élevé était de distinguer entre les échantillons produisant un effet grave et très significatif de ceux qui produisent des effets moindres. Afin de déterminer ce seuil pour des essais précis, Bay *et autres* (2007) ont pris en considération une combinaison de variabilité des essais et de distribution des réactions qui correspondait à la définition de la catégorie. La variabilité des essais a été

---

<sup>17</sup> Environnement Canada a recours à une approche semblable pour ce qui est des données biologiques, utilisant une approche de comparaison aux références au moyen du Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA). La mesure dans laquelle la communauté des invertébrés est semblable (ou dissemblable) à la communauté prévue détermine sa classification en fonction d'un gradient de perturbation (p. ex., de non stressé à gravement stressé) par rapport aux sites de référence. On peut obtenir de plus amples renseignements en ligne à <http://ec.gc.ca/rcba-cabin/Default.asp?lang=Fr&n=72AD8D96-1>.

<sup>18</sup> Le test *t* de Student peut être effectué en utilisant une hypothèse de variances égales (variance groupée) ou différentes variances; cette dernière a été adoptée pour reconnaître les différences systématiques anticipées dans la variance entre les sédiments de l'essai et les témoins.

<sup>19</sup> La DSM est définie comme étant la différence minimale entre la réaction moyenne du témoin et de l'échantillon nécessaire pour être statistiquement différente à un niveau de  $p \leq 0,05$ .

évaluée au moyen de la valeur DSM du 99<sup>e</sup> centile, tandis que la distribution des réponses du seuil élevé a été fondée sur la distribution de nombreux échantillons toxiques provenant de la Californie (75<sup>e</sup> centile des échantillons évalués ayant une réaction moyenne qui était significativement différente de la réaction du témoin). La moyenne des deux valeurs (approches axées sur la variabilité des essais et la distribution des réactions) a servi comme seuil de réaction élevé. Bay (communication personnelle, 2008) a également indiqué qu'une fréquence élevée d'impacts sur la communauté benthique est observée à une mortalité des amphipodes > 50 %, ce qui appuie le choix de 50 % comme étant indicatif d'un potentiel plus grand de réaction écologique.

Pour tous les seuils de réaction, il est préférable d'appliquer des données propres à l'essai. Même si l'étude de Bay *et autres* (2007) suggérait que des valeurs provisoires de réduction de 10 % (faible), de 20 % (modérée) et de 50 % (élevée) sont des seuils raisonnables pour catégoriser les réactions à la toxicité des sédiments, ces valeurs devraient être mises à jour dans la mesure du possible avec des seuils plus rigoureusement calculés. Il faut faire attention lorsque l'on applique ces seuils à des types d'essais non évalués dans l'étude de la Californie.

#### **2.4.2.5. Autres approches**

D'autres approches ont été prises en considération pour l'interprétation des résultats des essais de toxicité, notamment la méthode de « l'enveloppe de référence » et la méthode de la différence significative minimale / différence minimale décelable (DSM/DMD) (SFF, 2007). Ces autres approches peuvent, dans certains cas, comporter des avantages par rapport aux méthodes décrites ci-dessus. Elles ne sont pas incluses maintenant dans le présent document d'orientation parce qu'elles sont souvent limitées par la disponibilité des données de référence (p. ex., établissement de données régionales de rendement de référence, solides ensembles de données nécessaires pour calculer de nombreuses DSM propres aux paramètres). Elles sont également plus difficiles à mettre en lien avec les objectifs de protection, comme un seuil de réaction d'une réduction de 20 %. Finalement, il faut noter savoir que dans certains cas, il peut y avoir des seuils propres aux essais qui ont été établis pour certains essais dans des régions géographiques données (p. ex., Bay *et autres*, 2007).

### **3. AUTRES INFORMATIONS**

L'**Annexe A** présente des directives détaillées sur la sélection des essais, y compris une discussion sur les attributs des essais qui influent sur l'applicabilité propre à un site d'un essai.

L'**Annexe B** énumère les références pour les protocoles d'essai de toxicité, de même que les références fournissant une orientation technique par rapport aux essais de toxicité.

Figure 1: Procédure générale pour la sélection des essais de toxicité

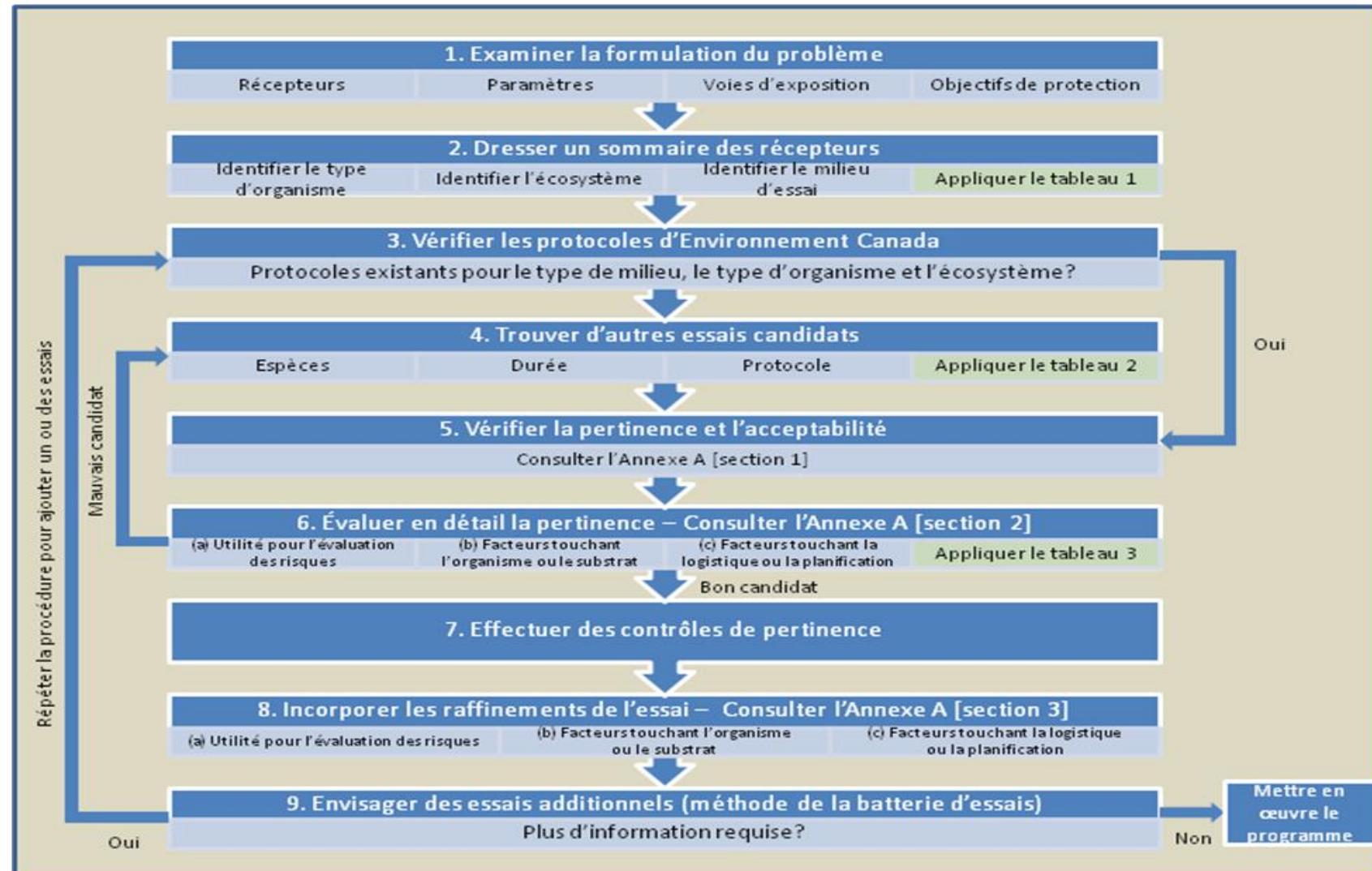


Tableau 1. Lien entre les types de récepteurs, les types d'écosystèmes applicables, les milieux/voies d'exposition des essais de toxicité

Groupe de récepteurs	Type de récepteur	ID du type de récepteur	Types d'écosystème applicables	Milieu d'essai	Voies simulées
Producteur primaire terrestre	Mousse/ Gazon/ Buisson/ Arbre	PP-PLANTE	Terrestres – terre ayant subi des modifications anthropiques (toutes les usages), milieu naturel (tous les types)	Sol	Translocation par les racines du sol et de l'eau interstitielle; contact direct entre les racines et le sol.
Invertébré terrestre	Terricole	INV-SOL	Terrestres – terre ayant subi des modifications anthropiques (toutes les usages), milieu naturel (tous les types)	Sol	Contact direct avec des aliments contaminés, ingestion de contaminants pendant le traitement et l'ingestion de sol ou un fluide interstitiel associé.
	Air	INV-AIR	Terrestres – terre ayant subi des modifications anthropiques (toutes les usages), milieu naturel (tous les types)	Sédiments*	*Protocoles actuellement non disponibles pour les essais de toxicité dans le sol pour cette voie de pénétration. Un essai sur les sédiments a été mené chez les nouveaux insectes aux stades précoce de leur existence (p. ex., éphémère commune); il indiquerait la voie d'absorption chez les larves provenant de l'eau interstitielle, de l'eau sus-jacente et de sédiments contaminés.
Mammifère terrestre	Herbivore	MAMMIFÈRE	Terrestres – terre ayant subi des modifications anthropiques (toutes les usages), milieu naturel (tous les types)	Diète	Les essais sur les mammifères sont hautement spécialisés et vont au-delà de la portée de ce module. La plupart des essais en laboratoire menés sur des mammifères utilisent l'eau potable ou des aliments comme voie d'exposition.
	Insectivore	MAMMIFÈRE			
	Carnivore	MAMMIFÈRE			
	Omnivore	MAMMIFÈRE			
Oiseau terrestre	Herbivore	OISEAU	Terrestres – terre ayant subi des modifications anthropiques (toutes les usages), milieu naturel (tous les types)	Diète	Les essais sur les oiseaux sont hautement spécialisés et vont au-delà de la portée de ce module. La plupart des essais en laboratoire menés sur des mammifères utilisent l'eau potable ou des aliments comme voie d'exposition.
	Insectivore	OISEAU			
	Carnivore	OISEAU			
	Omnivore	OISEAU			
Producteur primaire aquatique	Phytoplancton	PP-PHYTO	Marins – profond (océan, port); eau douce – profond (lac)	Eau de surface, eau interstitielle	Apport direct par la diffusion à travers la membrane cellulaire.

Tableau 1. Lien entre les types de récepteurs, les types d'écosystèmes applicables, les milieux/voies d'exposition des essais de toxicité

Groupe de récepteurs	Type de récepteur	ID du type de récepteur	Types d'écosystème applicables	Milieu d'essai	Voies simulées
Producteur primaire aquatique	Pérophyton	PP-PÉRI	Eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais); eau douce – courant (rivière, ruisseau)	s.o.	Les méthodes d'essai de toxicité standard pour ce récepteur ne sont pas encore au point.
	Macrophyte	PP-MACRO	Marins – peu profond/littoral (rivage rocheux, estran, estuaire); eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais)	Eau de surface, eau interstitielle, sédiments	Apport direct par la diffusion à travers la membrane cellulaire; absorption de sédiments et d'eau interstitielle par les racines.
Invertébré aquatique pélagique	Zooplancton	PÉLAG-ZOO	Marins – profond (océan, port); eau douce – profond (lac)	Eau de surface, eau interstitielle	Apport direct par la diffusion à travers la membrane cellulaire (unicellulaire); respiration par les membranes de l'appareil branchial chez les crustacés planctoniques.
	Autres	PÉLAG-AUTRE	Marins – profond (océan, port); eau douce – profond (lac)	Eau de surface, eau interstitielle, sédiments	Apport direct par la diffusion, respiration, contact direct. Des essais sur les mysis peuvent être effectués comme essais sur des sédiments entiers ou des essais en eau seulement.
Invertébré aquatique benthique	Épifaune	BENTHIQUE-ÉPI	Marins – peu profond/littoral (rivage rocheux, estran, littoral, estuaire); marins – profond (océan); eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais); eau douce – courant (rivière, ruisseau); eau douce – courant (rivière, ruisseau)	Eau de surface, eau interstitielle, sédiments	Contact direct avec un substrat, absorption et respiration pour tous les milieux d'exposition ayant fait l'objet d'essais.
	Endofaune	BENTHIQUE-ENDO		Sédiments	Contact direct avec un substrat, absorption et respiration pour tous les milieux d'exposition ayant fait l'objet d'essais.
Poisson	Benthivore	POISSON	Marins – peu profond/littoral (rivage rocheux, estran, littoral, estuaire); marins – profond (océan); eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais); eau douce – courant (rivière, ruisseau); eau douce – courant (rivière, ruisseau)	Eau de surface, eau interstitielle	Les essais de toxicité standard évaluent les voies d'accumulation directe et la respiration dans le milieu aquatique. Dans la nature, les organismes sont également exposés par contact avec des sédiments contaminés et par ingestion accidentelle de ces sédiments (en particulier chez les benthivores), mais cette voie est représentée seulement dans les régimes d'essais spécialisés.
	Planctonophage	POISSON			
	Ichtyophage	POISSON			
Mammifère aquatique	Herbivore	MAMMIFÈRE	Marins – peu profond/littoral (rivage rocheux, estran, littoral, estuaire); eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais); eau douce – courant (rivière, ruisseau)	Diète	Les essais sur les mammifères sont hautement spécialisés et vont au-delà de la portée de ce module. La plupart des essais en laboratoire menés sur des mammifères utilisent l'eau potable ou des aliments comme voie d'exposition.
	Ichtyophage	MAMMIFÈRE			
	Omnivore	MAMMIFÈRE			

Tableau 1. Lien entre les types de récepteurs, les types d'écosystèmes applicables, les milieux/voies d'exposition des essais de toxicité

Groupe de récepteurs	Type de récepteur	ID du type de récepteur	Types d'écosystème applicables	Milieu d'essai	Voies simulées
Oiseau aquatique	Herbivore	OISEAU	Marins – peu profond/littoral (rivage rocaillieux, estran, littoral, estuaire); eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais); eau douce – courant (rivière, ruisseau)	Diète	Les essais sur les oiseaux sont hautement spécialisés et vont au-delà de la portée de ce module. La plupart des essais en laboratoire menés sur des mammifères utilisent l'eau potable ou des aliments comme voie d'exposition.
	Insectivore	OISEAU			
	Ichtyophage	OISEAU			
	Omnivore	OISEAU			
Amphibien	Carnivore	REPTILES ET AMPHIBIENS	Eau douce – peu profond/littoral (bassin, marais); eau douce – courant (rivière, ruisseau)	Eau de surface, eau interstitielle, sédiments	Les essais de toxicité sur les amphibiens mettent souvent l'accent sur l'accumulation et la respiration dans l'eau sus-jacente. Toutefois, le protocole d'essai spécialisé tient compte de la transmission intra-utérine ainsi que de l'exposition aux sédiments pendant les stades larvaires et de métamorphose.
Reptile	Omnivore	REPTILES ET AMPHIBIENS	Terrestres – friches (prairie, forêt, toundra, zone alpine)	s.o.	Les méthodes d'essai de toxicité standard pour ce récepteur ne sont pas encore au point.

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
<b>EAU DOUCE</b>							
1	Grenouille - 96 h - Survie, développement et croissance	Grenouille	Amphibian	AMPHIB	<i>Xenopus laevis</i>	Aiguë	Méthode ASTM-E1439-98 (ASTM, 2006)
2	Grenouille - 21 j - Survie, développement et croissance	Grenouille	Amphibian	AMPHIB	<i>Xenopus laevis</i>	Chronique	OCDE (2008)
3	Amphibien - 10 j - Survie et croissance	Amphibien	Amphibian	AMPHIB	<i>Rana pipiens; R. clamitans; R. sylvatica; Bufo americanus</i>	Chronique	Méthode ASTM-E2591-07 (ASTM, 2008)
4	Amphipode - 10, 14 j - Survie et croissance	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Hyalella azteca</i>	Aiguë	Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006); EPA/600/R-99/064 (US EPA, 2000); EPS 1/RM/33 (Environnement Canada, 1997a)
5	Amphipode - 42 j - Survie, croissance et reproduction	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Hyalella azteca</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006); EPA/600/R-99/064 (US EPA, 2000)
6	Éphémère commune - 10 j - Survie	Éphémère commune	Arthropoda (Insecta)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Hexagenia limbata</i>	Aiguë	MEO (1992)
7	Éphémère commune - 21 j - Survie, croissance et fréquence de mue	Éphémère commune	Arthropoda (Insecta)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Hexagenia limbata</i>	Chronique	MEO (1992); Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006)
8	Lampsile siliqueïde - 48 - 96 h - Survie	Lampsile siliqueïde	Mollusc (Bivalve)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Aiguë	Méthode ASTM-E2455-06 (ASTM, 2008)
9	Lampsile siliqueïde - 28 j - Survie et croissance	Lampsile siliqueïde	Mollusc (Bivalve)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	Chronique	Ingersoll et al. (2008, ME, 2007)
10	Lampsile rayée - 10 j - Survie	Lampsile rayée	Mollusc (Bivalve)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Anodonta imbecillis</i>	Aiguë	US EPA/USACE (1998)
11	Cladocère - 96 h - Survie, croissance et développement	Cladocère	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Chydorus sphaericus</i>	Chronique	Dekker et al. (2006)
12	Oligochète - 10 j - Survie	Oligochète	Annelid (Oligochaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Pristina leidyi</i>	Aiguë	US EPA/USACE (1998)
13	Tubicole - 10 j - Survie	Tubicole	Annelid (Oligochaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Tubifex tubifex</i>	Aiguë	US EPA/USACE (1998)
14	Tubicole - 28 j - Survie et reproduction	Tubicole	Annelid (Oligochaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Tubifex tubifex</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006)
15	Amphipode - 28 j - Survie et comportement	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Diporeia sp.</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006)

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
16	Moucheron - 10 j - Survie et croissance	Moucheron	Arthropoda (Insecta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Chironomus dilutus</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006); EPA/600/R-99/064 (US EPA, 2000); EPS 1/RM/32 (Environnement Canada, 1997b)
17	Moucheron - 30 j; 50 - 65 j - Survie, croissance et émergence des adultes, reproduction	Moucheron	Arthropoda (Insecta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Chironomus riparius</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006); EPA/600/R-99/064 (US EPA, 2000)
18	Ver de terre - 10 j - Survie	Ver de terre	Annelid (Oligochaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Aiguë	US EPA/USACE (1998)
19	Ver de terre - 28 j - Survie, reproduction et croissance	Ver de terre	Annelid (Oligochaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Lumbriculus variegatus</i>	Chronique	Recommandation 225 de l'OCDE (OCDE, 2007)
20	Tête-de-boule - 96 h - Survie	Tête-de-boule	Fish	POISSON	<i>Pimephales promelas</i>	Aiguë	EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a); US EPA/USACE (1998)
21	Tête-de-boule - 7 j - Survie et croissance	Tête-de-boule	Fish	POISSON	<i>Pimephales promelas</i>	Aiguë	EPS 1/RM/22 (Environnement Canada, 1992a); EPA-821-R-02-013 (US EPA, 2002b)
22	Truite arc-en-ciel - 96 h - Survie	Truite arc-en-ciel	Fish	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aiguë	EPS 1/RM/9 (Environnement Canada, 1990a); EPS 1/RM/13 (Environnement Canada, 2000a); EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a)
23	Truite arc-en-ciel - 7 j - Viabilité des embryons	Truite arc-en-ciel	Fish	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Aiguë	EPS 1/RM/28 (Environnement Canada, 1998a)
24	Truite arc-en-ciel - ~30 j - Viabilité des alevins, éclosion et difformités	Truite arc-en-ciel	Fish	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Chronique	EPS 1/RM/28 (Environnement Canada, 1998a)
25	Truite arc-en-ciel - ~70 j - Viabilité des alevins, éclosion et difformités, survie et comportement des alevins	Truite arc-en-ciel	Fish	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Chronique	EPS 1/RM/28 (Environnement Canada, 1998a)
26	Cladocère - 7 j, 21 j - Survie et reproduction	Cladocère	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-ZOO	<i>Daphnia magna</i>	Chronique	Recommandation 211 de l'OCDE (OCDE, 2007); Méthode ASTM-E1193-97; E1705-05 (ASTM, 2006)

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
27	Cladocère - 48 h - Survie	Cladocère	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-ZOO	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Aiguë	EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a)
28	Cladocère - 7 j - Survie et reproduction	Cladocère	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-ZOO	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Chronique	EPS 1/RM/21 (Environnement Canada, 2007a); EPA-821-R-02-013 (US EPA, 2002b); Méthode ASTM-E1706-05 (ASTM, 2006)
29	Cladocère - 48 h - Survie	Cladocère	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-ZOO	<i>Daphnia magna, Daphnia pulex</i>	Aiguë	EPS 1/RM/11 (Environnement Canada, 1990b); EPS 1/RM/14 (Environnement Canada, 2000b); EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a)
30	Rotifère - 24 h - Survie	Rotifère	Rotifer	PÉLAG-ZOO	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Aiguë	Méthode ASTM-E1440-91 (ASTM, 2006)
31	Lentille d'eau - 7 j - Croissance	Lentille d'eau	Aquatic Macrophyte	PP-MACRO	<i>Lemna minor</i>	Chronique	EPS 1/RM/37 (Environnement Canada, 2007c)
32	Riz domestique - 14 j - Croissance, contenu en chlorophylle	Riz domestique	Emergent Macrophyte	PP-MACRO	<i>Oryza sativa</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1841-04 (ASTM, 2006)
33	Phytoplancton - 72 h - Rendement cellulaire	Phytoplancton	Algae	PP-PHYTO	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Chronique	EPS 1/RM/25 (Environnement Canada, 2007b)
<b>MARINE/ESTUARIENNE</b>							
34	Moule - 48 h - Développement et survie des larves	Moule	Mollusc (Bivalve)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Mytilus sp.</i>	Chronique	EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995); Méthode ASTM-E724-98 (ASTM, 2006); SPPCC (1995); US EPA/USACE (1998)
35	Huître - 48 h - Développement et survie des larves	Huître	Mollusc (Bivalve)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Crassostrea gigas; C. virginica</i>	Chronique	EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995); Méthode ASTM-E724-98 (ASTM, 2006); SPPCC (1995); US EPA/USACE (1998)
36	Haliotide rouge - 48 h - Développement et survie des larves	Haliotide rouge	Mollusc (Univalve)	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Haliotis rufescens</i>	Chronique	EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
37	Oursin - 48 – 96 h - Développement et survie des larves	Oursin	Echinoid	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> ; <i>Arbacia punctulata</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1563-98 (ASTM, 2006); SPPCC (1995); US EPA/USACE (1998)
38	Oursin - 10:10 min; 20:20 min; 60:20 min - Fécondation	Oursin	Echinoid	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Strongylocentrotus purpuratus</i> ; <i>Arbacia punctulata</i>	Chronique	EPS 1/RM/27 (Environnement Canada, 1992b); EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)
39	Oursin - 10:10 min; 20:20 min; 60:20 min - Fécondation	Oursin	Echinoid	BENTHIQUE -ÉPI	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> ; <i>Lytechinus pictus</i>	Chronique	EPS 1/RM/27 (Environnement Canada, 1992b); EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)
40	Mye tronquée - 7 j - Survie et croissance	Mye tronquée	Mollusc (Bivalve)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Mulinia lateralis</i>	Chronique	Burgess et Morrison (1994)
41	Vers polychètes - 20-28 j - Survie, reproduction et croissance	Vers polychètes	Annelid (Polychaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Capitella capitata</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1562-00 (ASTM, 2006)
42	Vers polychètes - 10 j - Survie	Vers polychètes	Annelid (Polychaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Aiguë	Méthode ASTM-E1611-00 (ASTM, 2006)
43	Vers polychètes - 20 j - Survie et croissance	Vers polychètes	Annelid (Polychaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Neanthes arenaceodentata</i>	Chronique	SPPCC (1995)
44	Vers polychètes - 14 j - Survie et croissance	Vers polychètes	Annelid (Polychaeta)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Polydora cornuta</i>	Chronique	EPS 1/RM/41 (Environnement Canada, 2001)
45	Amphipode - 10 j - Survie	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Eohaustorius estuarium</i>	Aiguë	EPS 1/RM/26 (Environnement Canada, 1992c); EPS 1/RM/35 (Environnement Canada, 1998b); SPPCC (1995)
46	Amphipode - 10 j - Survie	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Rhepoxynius abronius</i>	Aiguë	EPS 1/RM/26 (Environnement Canada, 1992c); EPS 1/RM/35 (Environnement Canada, 1998b); SPPCC (1995);
47	Amphipode - 10 j - Survie	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	Aiguë	SPPCC (1995);
48	Amphipode - 10 j - Survie	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Ampelisca abdita</i>	Aiguë	SPPCC (1995);

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
49	Amphipode - 10 j - Survie	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Eohaustorius washingtonianus;</i> <i>Foxiphalus xiximeus;</i> <i>Leptocheirus pinguis;</i> <i>Corophium volutator;</i> <i>Amphiporeia virginiana;</i>	Aiguë	EPS 1/RM/26 (Environnement Canada, 1992c); EPS 1/RM/35 (Environnement Canada, 1998b); SPPCC (1995); EPA/600/R-94/025 (US EPA, 1994); EPA/600/R-01/020 (US EPA, 2001)
50	Amphipode - 28 j - Survie et croissance	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Grandidierella japonica</i>	Chronique	Nipper et al. (1989)
51	Amphipode - 28 j - Survie, croissance et reproduction	Amphipode	Arthropod (Crustacea)	BENTHIQUE -ENDO	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	Chronique	EPA/600/R-01/020 (US EPA, 2001)
52	Clypéastre - 10:10 min; 20:20 min - Fécondation	Clypéastre	Echinoid	BENTHIQUE -ENDO	<i>Dendraster excentricus</i>	Aiguë	EPS 1/RM/27 (Environnement Canada, 1992b); EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)
53	Capucette - 7 j - Survie et croissance	Capucette	Fish	POISSON	<i>Menidia beryllina</i>	Chronique	EPA-821-R-02-014 (US EPA, 2002c)
54	Mené tête-de-mouton - 96 h - Survie	Mené tête-de-mouton	Fish	POISSON	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Aiguë	EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a)
55	Mené tête-de-mouton - 7 j - Survie et croissance	Mené tête-de-mouton	Fish	POISSON	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Chronique	EPA-821-R-02-014 (US EPA, 2002c)
56	Capucette - 96 h - Survie	Capucette	Fish	POISSON	<i>Menidia beryllina</i> , <i>Menidia menidia</i> , <i>Menidia peninsulae</i>	Aiguë	EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a)
57	Épinoche à trois épines - 96 h - Survie	Épinoche à trois épines	Fish	POISSON	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Aiguë	EPS 1/RM/10 (Environnement Canada, 1990c)
58	Capucette barrée - 7 j - Survie et croissance	Capucette barrée	Fish	POISSON	<i>Atherinops affinis</i>	Aiguë	EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)
59	Plie canadienne - 96 h - Survie	Plie canadienne	Fish	POISSON	<i>Citharichthys stigmaeus</i>	Aiguë	US EPA/USACE (1998)
59	Mysis effilée - 7 j - Survie, croissance et fécondité	Mysis effilée	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-AUTRE	<i>Americamysis bahia</i>	Chronique	EPA-821-R-02-014 (US EPA, 2002c)
60	Mysis effilée - 2 j, 4 j, 10 j - Survie	Mysis effilée	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-AUTRE	<i>Americamysis bahia</i> ; <i>Holmesimysis</i>	Aiguë	EPA-821-R-02-012 (US EPA, 2002a) US EPA/USACE (1998)

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
					<i>costata; Neomysis americana</i>		
61	Mysis effilée - 7 j - Survie et croissance	Mysis effilée	Arthropod (Crustacea)	PÉLAG-AUTRE	<i>Holmesimysis costata</i>	Chronique	EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)
62	Rotifère - 24 h - Survie	Rotifère	Rotifer	PÉLAG-ZOO	<i>Brachionus plicatilis</i>	Aiguë	Méthode ASTM-E1440-91 (ASTM, 2006)
63	Algue géante - 48 h - Germination et croissance	Algue géante	Algae	PP-MACRO	<i>Macrocystis pyrifera</i>	Chronique	EPA-600/R-95/136 (US EPA, 1995)
64	Macroalgue rouge - 48 h - Reproduction	Macroalgue rouge	Algae	PP-MACRO	<i>Champia parvula</i>	Chronique	EPA-821-R-02-014 (US EPA, 2002c)
65	Diatomée - 24 – 96 h - Croissance	Diatomée	Phytoplankton	PP-PHYTO	<i>Skeletonema costatum</i>	Chronique	Méthode ASTM-E1218-04 (ASTM, 2006)
66	Bactérie – Microtox - 5, 15, 30 min - Légère inhibition	Bactérie – Microtox	Bacterium		<i>Vibrio fischeri</i>	Aiguë	EPS 1/RM/24 (Environnement Canada, 1992d); EPS 1/RM/42 (Environnement Canada, 2002); SPPCC (1995)
<b>TERRESTRE</b>							
65	Nématode - 24, 48 h - Survie	Nématode	Nematoda	INV-SOL	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Aiguë	WDOE (2004)
66	Nématode - 96 h - Survie	Nématode	Nematoda	INV-SOL	<i>Panagrellus redivivus</i>	Aiguë	Samoiloff (1990)
67	Ver de terre - 56, 63 j - Survie, croissance et reproduction	Ver de terre	Annelid (Oligochaeta)	INV-SOL	<i>Eisenia andrei</i>	Chronique	EPS 1/RM/43 (Environnement Canada, 2004)
68	Ver de terre - 48, 72 h - Évitement	Ver de terre	Annelid (Oligochaeta)	INV-SOL	<i>Eisenia andrei, Eisenia fetida ou Lumbricus terrestris</i>	Aiguë	EPS 1/RM/43 (Environnement Canada, 2004)
69	Ver de terre - 14 j - Survie	Ver de terre	Annelid (Oligochaeta)	INV-SOL	<i>Eisenia andrei, Eisenia fetida ou Lumbricus terrestris</i>	Aiguë	EPS 1/RM/43 (Environnement Canada, 2004)
70	Enchytrée - 14 – 42 j - Survie et croissance	Enchytrée	Annelid (Oligochaeta)	INV-SOL	<i>Enchytraeus albidus</i>	Chronique	ASTM (2008)
71	Acarien prédateur - 14 j - Survie et reproduction	Acarien prédateur	Arthropod (Arachnida)	INV-SOL	<i>Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer</i>	Chronique	Recommandation 226 de l'OCDE (OCDE, 2008)

**Tableau 2.** Liste des essais de toxicité, classification et protocoles de référence pertinents.

	<b>Espèce – Durée – Paramètres</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Taxonomy / Trophic Level</b>	<b>Type de récepteur</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Classification</b>	<b>Protocoles de référence pertinents</b>
72	Collembole - 21, 28 j - Survie et reproduction	Collembole	Arthropoda (Insecta)	INV-SOL	<i>Orthonychiurus folsomi, Folsomia candida, F. fimetaria</i>	Chronique	EPS 1/RM/47 (Environnement Canada, 2007d)
73	Plantes terrestres (diverses) - 14 j, 21 j - Germination, survie et croissance	Plantes terrestres (diverses)	Plant	PP-PLANTE	Divers	Chronique	EPS 1/RM/45 (Environnement Canada, 2004)

**Tableau 2a :** Instructions d'utilisation du Tableau 2

<b>Étape</b>	<b>Instructions</b>
1 - Choisir le type d'écosystème	Tous les essais sont organisées <u>en premier lieu</u> selon le type de grand écosystème, dans l'ordre « aquatique d'eau douce », « aquatique marin / estuarien » et « terrestre » ; le type d'écosystème est déterminé à l'étape de formulation du problème.
2 - Choisir le type de récepteur (guilde)	Tous les essais sont organisés <u>en deuxième lieu</u> selon la guilde d'alimentation (c.-à-d. grand type d'organisme et groupe fonctionnel), avec les entrées dans la colonne « Type de récepteur » triées en ordre alphabétique; les guildes alimentaires pertinentes sont déterminées à l'étape de formulation du problème.
3 - Choisir l'organisme d'essai	Tous les organismes ayant le même écosystème et la même guilde d'alimentation sont regroupés dans des rangées adjacentes. Pour certains essais, il existe un protocole unique qui s'applique à l'organisme. Dans d'autres cas, il existe des protocoles multiples applicables à l'entrée de la rangée (p. ex., les essais en sédiments pour <i>Hyalella</i> peuvent être réalisés à l'aide des protocoles d'Environnement Canada, de l'ASTM ou de l'USEPA) ; le cas échéant, les détails figurent dans les colonnes « Protocoles de référence pertinents ».

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

			Milieu					Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification										
Espèce – Durée – Paramètres		Type de récepteur	Nom scientifique		Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
<b>EAU DOUCE</b>																										
1	Grenouille - 96 h - Survie, développement et croissance	AMPHIB	<i>Xenopus laevis</i>	ED	X					+	+		+	-	+			S/O	+	+	+	+	+	+	\$\$\$	
2	Grenouille - 21 j - Survie, développement et croissance	AMPHIB	<i>Xenopus laevis</i>	ED	X					+		++	-	+				S/O	+		+	+	+	+	\$\$\$\$	
3	Amphibien - 10 j - Survie et croissance	AMPHIB	<i>Rana pipiens</i> ; <i>R. clamitans</i> ; <i>R. sylvatica</i> ; <i>B. americanus</i>	ED	X	X				+	+		+	++	+				+			-	+	-	\$\$\$	O
4	Amphipode - 10, 14 j - Survie et croissance	BENTHIQU E-ÉPI	<i>Hyalella azteca</i>	ED		X				++	+	+	+	++	+	+		T	S	+	+	+	+	++	\$\$\$	O
5	Amphipode - 42 j - Survie, croissance et reproduction	BENTHIQU E-ÉPI	<i>Hyalella azteca</i>	ED		X				+	+	-	++	++	+	+		T	S	+	+	+	+	-	\$\$\$\$	O
6	Éphémère commune - 10 j - Survie	BENTHIQU E-ÉPI	<i>Hexagenia limbata</i>	ED		X				+	+		-	++	+			+	+	+		-	+	+	\$\$\$	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque				Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon
7	Éphémère commune - 21 j - Survie, croissance et fréquence de mue	BENTHICU E-ÉPI	<i>Hexagenia limbata</i>	ED	X				+		++	++	+			+	+			-	+	+	\$\$\$\$	
8	Lampsile siliquoïde - 48 - 96 h - Survie	BENTHICU E-ÉPI	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	ED	X					-	+	+				S/ O				+	-	+	-	\$\$
9	Lampsile siliquoïde - 28 j - Survie et croissance	BENTHICU E-ÉPI	<i>Lampsilis siliquoidea</i>	ED	X						+	+	+							+	-	+	-	\$\$\$\$
10	Lampsile rayée - 10 j - Survie	BENTHICU E-ÉPI	<i>Anodonta imbecillis</i>	ED	X					-		+									+	-	+	\$\$\$
11	Cladocère - 96 h - Survie, croissance et développement	BENTHICU E-ÉPI	<i>Chydorus sphaericus</i>	ED	X				-		++	++	-	+				+		+	+	-	\$	
12	Oligochète - 10 j - Survie	BENTHICU E-ENDO	<i>Pristina leidyi</i>	ED	X					-		+									+	-	+	\$\$
13	Tubicole - 10 j - Survie	BENTHICU E-ENDO	<i>Tubifex tubifex</i>	ED	X				+	+	+	-	++	+	+		+	+	+	+	+	+	+	\$\$

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Especie – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
14	Tubicole - 28 j - Survie et reproduction	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Tubifex tubifex</i>	ED	X				+		+	++	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	\$\$\$\$	
15	Amphipode - 28 j - Survie et comportement	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Diporeia sp.</i>	ED	X				+			++	+	+	+							+	-	\$\$\$\$	
16	Mouche - 10 j - Survie et croissance	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Chironomus dilutus</i>	ED	X				++	+	+	+	++	+	+	T	+	+	+	+	+	+	++	\$\$\$	O
17	Mouche - 30 j; 50 - 65 j - Survie, croissance et émergence des adultes, reproduction	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Chironomus riparius</i>	ED	X				+	+	+	++	++	+	+	T	+	+	+	+	+	+	+	\$\$\$\$	
18	Ver de terre - 10 j - Survie	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Lumbriculus variegatus</i>	ED	X				+	+		-	++	+	+		+	+	+	+	+	+	+	\$\$	
19	Ver de terre - 28 j - Survie, reproduction et croissance	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Lumbriculus variegatus</i>	ED	X				+		++	++	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	\$\$\$\$	O

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
20	Tête-de-boule - 96 h - Survie	POISSON	<i>Pimephales promelas</i>	ED	X		X		++	+	+	-	+	-	+	+	S/O	+	+	+	+	+	++	\$\$	
21	Tête-de-boule - 7 j - Survie et croissance	POISSON	<i>Pimephales promelas</i>	ED	X				++	+	+	+	+	-	+	+	S/O	+	+	+	+	+	++	\$\$\$	
22	Truite arc-en-ciel - 96 h - Survie	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ED	X				++	+	S/O	-	++	+	+	+	S/O	T	+	+	+	+	++	€\$	O
23	Truite arc-en-ciel - 7 j - Viabilité des embryons	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ED	X				+	+	+	+	++	+	+	+	S/O	+	-	+	-	-	++	\$\$\$\$	O
24	Truite arc-en-ciel - ~30 j - Viabilité des alevins, éclosion et difformités	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ED	X				+	+		++	++	+	+	+	S/O	+	-	+	-	-	++	\$\$\$\$	O
25	Truite arc-en-ciel - ~70 j - Viabilité des alevins, éclosion et difformités, survie et comportement des alevins	POISSON	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	ED	X				+		++	++	++	+	+	+	S/O	+	-	+	-	-	+	\$\$\$\$	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
26	Cladocère - 7 j, 21 j - Survie et reproduction	PÉLAG-ZOO	<i>Daphnia magna</i>	ED	X	X			++	+	+	+	++	-	+	+	S/O	T	-	+	+	+	++	\$\$\$	
27	Cladocère - 48 h - Survie	PÉLAG-ZOO	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ED	X				++	-	+	-	++	-	+		S/O	S	-	+	+	+	++	\$	
28	Cladocère - 7 j - Survie et reproduction	PÉLAG-ZOO	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ED	X	X			++	+	+	+	++	-	+	+	S/O	S	-	+	+	+	++	\$\$	O
29	Cladocère - 48 h - Survie	PÉLAG-ZOO	<i>Daphnia magna</i> , <i>Daphnia pulex</i>	ED	X				++	+	+	+	++	-	+	+	S/O	T	-	+	+	+	++	\$	
30	Rotifère - 24 h - Survie	PÉLAG-ZOO	<i>Brachionus calyciflorus</i>	ED	X				+			-	++	-			S/O		+	+	+	+	++	\$	
31	Merde de grenouille - 7 j - Croissance	PP-MACRO	<i>Lemna minor</i>	ED	X				+	-	+	+	++	+	+	+	S/O	+	-	+	+	+	++	\$\$	O
32	Riz domestique - 14 j - Croissance, contenu en chlorophylle	PP-MACRO	<i>Oryza sativa</i>	ED	X	X						+	++	+				+		+	+	+	-	\$\$\$	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
33	Phytoplancton - 72 h - Rendement cellulaire	PP-PHYTO	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	ED	X				+	-	+	+	++	-	+		S/O	+	-	+	+	+	++	\$\$	O
<b>MARINE/ESTUARIE NNE</b>																									
34	Lampsile rayée - 48 h - Développement et survie des larves	BENTHICU E-ÉPI	<i>Mytilus</i> sp.	M	X	X	X		++	-	+	+	+	-	+	+	S	T	+	+	+	+	++	\$\$	O
35	Huître - 48 h - Développement et survie des larves	BENTHICU E-ÉPI	<i>Crassostrea gigas</i> ; <i>C. virginica</i>	M	X	X	X		+	-	+	+	+	-	+	+	S	T	+	+	-	+	++	\$\$	O
36	Haliotide rouge - 48 h - Développement et survie des larves	BENTHICU E-ÉPI	<i>Haliotis rufescens</i>	M	X					+	+	+	+	-	-	+				+	+	+	++	\$\$	
37	Oursin - 48 – 96 h - Développement et survie des larves	BENTHICU E-ÉPI	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i> ; <i>Arbacia punctulata</i>	M	X	X	X		+	-	+	+	+	-	+	+	S	T	+	+	-	+	++	\$\$	O

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification										
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde	
38	Oursin - 10:10 min; 20:20 min; 60:20 min - Fécondation	BENTHIQUE E-ÉPI	<i>Strongylocentrotus purpuratus; Arbacia punctulata</i>	M	X		X		++	+	+	+	+	-	-	+	+	S	+	+	-	+	++	\$\$	O	
39	Oursin - 10:10 min; 20:20 min; 60:20 min - Fécondation	BENTHIQUE E-ÉPI	<i>Strongylocentrotus droebachiensis; Lytechinus pictus</i>	M	X		X		+	+	+	+	+	-	-	+	+	S	+	+	-	+	+	\$\$		
40	Mye tronquée - 7 j - Survie et croissance	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Mulinia lateralis</i>	M		X								+									-	\$\$		
41	Vers polychètes - 20-28 j - Survie, reproduction et croissance	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Capitella capitata</i>	M		X								+	++	++	+	S	+			+	-	\$\$\$\$	O	
42	Vers polychètes - 10 j - Survie	BENTHIQUE E-ENDO	<i>Neanthes arenaceodentata</i>	M		X				+	+	-	+	+	+	+		T	S	+	+	+	+	-	\$\$	O

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
43	Vers polychètes - 20 j - Survie et croissance	BENTHIQUE-ENDO	<i>Neanthes arenaceodentata</i>	M	X				+	+	+	+	+	+	+	+	T	S	+	+	+	++	\$\$\$	O	
44	Vers polychètes - 14 j - Survie et croissance	BENTHIQUE-ENDO	<i>Polydora cornuta</i>	M	X				-	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	-	+	\$\$\$	O	
45	Amphipode - 10 j - Survie	BENTHIQUE-ENDO	<i>Eohaustorius estuarinus</i>	M	X				++	+	+	+	+	+	-	+	+	T	T	+	+	+	++	\$\$	O
46	Amphipode - 10 j - Survie	BENTHIQUE-ENDO	<i>Rhepoxynius abronius</i>	M	X				++	+	+	+	+	+	-	+	+	S	S	+	+	+	++	\$\$	O
47	Amphipode - 10 j - Survie	BENTHIQUE-ENDO	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	M	X				++	+	+	+	+	+	-	+	+	S	T	+	+	+	++	\$\$	O

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque				Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification										
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
48	Amphipode - 10 j - Survie	BENTHIQUE-ENDO	<i>Ampelisca abdita</i>	M	X				++	+	+	+	+	-	+	+	S	S	+	+	+	++	\$\$	O	
49	Amphipode - 10 j - Survie	BENTHIQUE-ENDO	<i>Eohaustorius washingtonianus; Foxiphalus xiximeus; Leptocheirus pinguis; Corophium volutator; Amphiporeia virginiana</i>	M	X				-	+	+	+	+	-					+		+	+	\$\$		
50	Amphipode - 28 j - Survie et croissance	BENTHIQUE-ENDO	<i>Grandidierella japonica</i>	M	X				+					-	+				+	+		+	-\$	\$\$\$\$	
51	Amphipode - 28 j - Survie, croissance et reproduction	BENTHIQUE-ENDO	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	M	X				+	+	-	+	+	+	+	T	T	+	+	+	+	+	\$\$\$\$	O	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification										
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde	
52	Clypéaste - 10:10 min; 20:20 min - Fécondation	BENTHIQUE-ENDO	<i>Dendraster excentricus</i>	M	X		X		++	+	+	+	+	-	+		+	T	-	+	-	+	++	\$\$	O	
53	Capucette - 7 j - Survie et croissance	POISSON	<i>Menidia beryllina</i>	M	X				++	+	+	+	+	-	+		S/O	T	+	+	+	+	++	\$\$\$	O	
54	Mené tête-de-mouton - 96 h - Survie	POISSON	<i>Cyprinodon variegatus</i>	M	X				++	+	+	+	+	-	-	+		S/O	+	+	+	+	++	\$\$		
55	Mené tête-de-mouton - 7 j - Survie et croissance	POISSON	<i>Cyprinodon variegatus</i>	M	X				++	+	+	+	+	-	-	+		S/O	+	+	+	+	++	\$\$\$		
56	Capucette - 96 h - Survie	POISSON	<i>Menidia beryllina, Menidia menidia, Menidia peninsulae</i>	M	X				++	+	+	-	+	-	+		S/O	T	+	+	+	+	++	\$	O	
57	Épinoche à trois épines - 96 h - Survie	POISSON	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	M	X				+	+	S/O	-	++	+	+		S/O	T	+	+	-	+	+	\$	O	
58	Capucette barrée - 7 j - Survie et croissance	POISSON	<i>Atherinops affinis</i>	M	X				++	+	+	+	+	+	-	+		S/O	T	+	+	+	+	++	\$\$\$	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification										
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde	
59	Plie canadienne - 96 h - Survie	POISSON	<i>Citharichthys stigmatus</i>	M	X		X		+	+	+	-	+	+			S/O	+	+	+	+	-	+	\$\$		
60	Mysis effilée - 7 j - Survie, croissance et fécondité	PÉLAG-AUTRE	<i>Americanamysis bahia</i>	M	X				+	+		++	+	-	+		S/O	T	+	+	+	+	+	++	\$\$\$	O
61	Mysis effilée - 2 j, 4 j, 10 j - Survie	PÉLAG-AUTRE	<i>Americanamysis bahia</i> ; <i>Holmesimysis costata</i> ; <i>Neomysis americana</i>	M	X	X	X		++	+	+	-	+	-	+		S/O	T	+	+	+	+	++	\$		
62	Mysis effilée - 7 j - Survie et croissance	PÉLAG-AUTRE	<i>Holmesimysis costata</i>	M	X					+		+	+	-	+		S/O	T	+	+	+	+	++	\$\$\$		
63	Rotifère - 24 h - Survie	PÉLAG-ZOO	<i>Brachionus plicatilis</i>	M	X				++			-	++	-			S/O		+	+	+	+	++	\$		
64	Algue géante - 48 h - Germination et croissance	PP-MACRO	<i>Macrocystis pyrifera</i>	M	X				+	-	+	+	+	-	+	-	S	+	-	+	+	+	+	\$\$\$\$	O	
65	Macroalgue rouge - 48 h - Reproduction	PP-MACRO	<i>Champia parvula</i>	M	X				-	-	+	-	+				S	+	-	+	+	+	+	\$\$\$\$	O	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque				Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification										
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
66	Diatomée - 24 – 96 h - Croissance	PP-PHYTO	<i>Skeletonema costatum</i>	M	X				+	-		+	++	S/O			S/O	-		+	+	-	\$\$		
67	Bactérie – Microtox - 5, 15, 30 min - Légère inhibition		<i>Vibrio fischeri</i>		X	X	X		++	-	+	-	-	S/O	S/O	+	+	T	T	+	+	+	++	\$	O
<b>TERRESTRE</b>																									
68	Nématode - 24, 48 h - Survie	INV-SOL	<i>Caenorhabditis elegans</i>	T				X				-	++	+	S/O	S/O				+		+	+	\$	
69	Nématode - 96 h - Survie	INV-SOL	<i>Panagrellus redivivus</i>	T				X				-	++	+	S/O	S/O						+	-	\$	
70	Ver de terre - 56, 63 j - Survie, croissance et reproduction	INV-SOL	<i>Eisenia andrei</i>	T				X		+		++	++	+	S/O	S/O		S/O	+	+	+	+	\$\$\$\$	O	
71	Ver de terre - 48, 72 h - Évitement	INV-SOL	<i>Eisenia andrei</i> , <i>Eisenia fetida</i> ou <i>Lumbricus terrestris</i>	T				X		+		-	++	+	S/O	S/O		S/O	+	+	+	+	+	\$\$	

**Tableau 3.** Résumé des facteurs à prendre en compte dans la sélection des essais de toxicité aux fins de l'évaluation du risque.

	Espèce – Durée – Paramètres	Type de récepteur	Nom scientifique	Milieu				Utilité pour l'évaluation du risque					Tolérance des organismes			Contraintes au plan de la logistique et de la planification									
				Environnement	Colonne d'eau	Sédiment entier	Dérivé de sédiments	Sol	Disponibilité de données sur la toxicité	Pertinence des témoins	Efficacité statistique	Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	Pertinence géographique	Production tissulaire	Tolérance à l'ammoniac	Tolérance au sulfure	Tolérance au substrat	Salinité/Dureté de l'eau	Manipulation en laboratoire	Source de l'organisme	Disponibilité saisonnière	Volumes d'échantillons	Disponibilité des méthodes	Coût par échantillon	Mises en garde
72	Ver de terre - 14 j - Survie	INV-SOL	<i>Eisenia andrei</i> , <i>Eisenia fetida</i> , <i>Lumbricus terrestris</i>	T				X	+	+					S/O	S/O		S/O	+	+	+	+	++	\$\$\$	
73	Enchytrée - 14 – 42 j - Survie et croissance	INV-SOL	<i>Enchytraeus albidus</i>	T				X		+					S/O	S/O			+			+	+	\$\$	
74	Acarien prédateur - 14 j - Survie et reproduction	INV-SOL	<i>Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer</i>	T				X							S/O	S/O							-	\$\$\$	
75	Collembole - 21, 28 j - Survie et reproduction	INV-SOL	<i>Orthonychiurus folsomi</i> , <i>Folsomia candida</i> , <i>F. fimetaria</i>	T				X	+	+					S/O	S/O			+	+	+	+	+	\$\$\$	
76	Plantes terrestres (diverses) - 14 j, 21 j - Germination, survie et croissance	PP-PLANTE	Divers	T				X	++	+	+	++	++	++	S/O	S/O			+	+	+	+	++	\$\$	O

**Tableau 3a : Instructions d'utilisation du Tableau 3**

Étape	Instructions
1 - Choisir le type d'écosystème	Tous les essais sont organisées <u>en premier lieu</u> selon le type de grand écosystème, dans l'ordre « aquatique d'eau douce » (ED), « aquatique marin / estuaire » (M) et « terrestre » (T); le type d'écosystème est déterminé à l'étape de formulation du problème.
2 - Choisir le type de récepteur (guilde)	Tous les essais sont organisés <u>en deuxième lieu</u> selon la guilde d'alimentation (c.-à-d. grand type d'organisme et groupe fonctionnel), avec les entrées dans la colonne « Type de récepteur » triées en ordre alphabétique; les guildes alimentaires pertinentes sont déterminées à l'étape de formulation du problème.
3 - Choisir l'organisme d'essai	Tous les organismes ayant le même écosystème et la même guilde d'alimentation sont regroupés dans des rangées adjacentes. Pour certains essais, il existe un taxon unique et une durée d'essai unique pour ce type d'essai. Dans d'autres cas, il existe plusieurs espèces ou durées qui s'appliquent au protocole d'essai général. Le cas échéant, les détails figurent dans les colonnes « Nom scientifique » et « Espèce – Durée – Paramètres ».
4 - Interprétation des cotes	Pour l'espèce ou le protocole d'essai choisi, l'évaluation de chaque facteur est codée au moyen d'un symbole (++, +, -, vide), qui résume l'importance de chaque facteur dans le choix de l'essai. L'interprétation ces symboles est donnée ci-dessous.
++	Importance - L'essai est considéré comme très avantageux pour cet attribut, ou on dispose amplement de renseignements pour évaluer la sensibilité de la performance de l'essai pour l'attribut.
+	Importance - L'information est considérée quelque peu avantageuse pour cet attribut, ou on dispose de renseignements pour évaluer la sensibilité de la performance de l'essai pour l'attribut.
Vide	Importance - On ne connaît pas l'attribut pour ce qui est de la fiabilité ou de l'utilité de l'essai.
-	Importance - L'attribut est considéré comme une contrainte pour la fiabilité ou l'utilité de l'essai; les praticiens devraient faire preuve de prudence et déterminer si la limite s'applique à leur situation, et évaluer la marge d'erreur.
5 - Justification des cotes	Pour en savoir plus sur les règles de décision utilisées pour attribuer les codes de notation des facteurs, consulter les règles de décision annexées sous ce Tableau [Notes - Partie 2]. Le praticien doit consulter la littérature primaire au sujet de ces attributs afin de bien fonder ses choix touchant la sélection des essais, la pertinence et les contraintes.
6 - Remarque au sujet des mises en garde	Pour le choix des espèces/protocole d'essai, une entrée « O » (Oui) dans la colonne à la toute droite (Mise en garde) indique que l'information supplémentaire est disponible pour l'essai spécifié. Consulter l'information [Notes - Partie 3] ci-dessous, en utilisant le numéro de l'essai (colonne à la toute gauche) pour retracer les informations pertinentes.

**Tableau 3b : Systèmes de pointage applicables aux facteurs à considérer énumérés au Tableau 3 (pour un complément d'information, consulter l'Annexe A)**

<b>Facteur à prendre en compte</b>	<b>Système de notation (voir l'annexe A pour de plus amples renseignements)</b>
Disponibilité de données sur la toxicité	(++) si les données sont disponibles pour la plupart des CPP; (+) si les données sont disponibles pour certains CPP; (-) si l'on sait qu'il n'y a pas de données pour la plupart des CPP; (vide) si l'information n'est pas connue.
Pertinence du témoin	(+) l'essai de toxicité utilise un témoin négatif naturel recueilli sur le terrain ou un substitut convenable; (-) l'essai de toxicité n'utilise pas un témoin négatif naturel recueilli sur le terrain, le témoin négatif utilise un milieu différent, ou la composition du témoin négatif pourrait avoir une incidence sur l'interprétation des résultats (p. ex., culture d'algues enrichies d'éléments nutritifs); (vide) si l'information n'est pas connue.
Efficacité statistique	(+) l'essai de toxicité est connu pour avoir une variabilité relativement faible entre les réplicats; (-) l'essai de toxicité est connu pour avoir une variabilité relativement élevée entre les réplicats; (vide) si l'information n'est pas connue. Les essais qui ne comportent pas de réplicats (p. ex., truite arc-en-ciel CL50) sont notés comme étant sans objet (S/O) dans le tableau 3.
Disponibilité de paramètres multiples et chroniques	(++) l'essai comprend plusieurs paramètres chroniques à long terme; (+) l'essai comprend au moins un paramètre chronique, à long terme, ou un paramètre chronique substitut (p. ex., stade de la vie sensible); (-) l'essai ne comporte aucun paramètre chronique ou paramètre chronique substitut.
Pertinence géographique	(++) l'espèce évaluée s'harmonise aux organismes résidents que l'on trouve dans la plupart des endroits au Canada; (+) l'espèce évaluée s'harmonise aux organismes résidents en certains endroits au Canada; (-) l'espèce évaluée ne s'harmonise pas bien à la sélection des récepteurs pour les évaluations du risque au Canada.
Production tissulaire	(+) l'espèce évaluée a probablement une masse suffisante pour permettre une analyse de la chimie des tissus; (-) l'espèce évaluée n'a pas une masse suffisante pour permettre une analyse de la chimie des tissus.
Tolérance à l'ammoniac	(+) des renseignements toxicologiques sont de façon générale disponibles; (-) on sait que des renseignements toxicologiques sont absents; (vide) si l'information n'est pas connue; (S) on sait que l'espèce est sensible au paramètre par rapport à d'autres espèces évaluées; (T) on sait que l'espèce est tolérante à une grande plage du paramètre.
Tolérance au sulfure	(+) des renseignements toxicologiques sont de façon générale disponibles; (-) on sait que des renseignements toxicologiques sont absents; (vide) si l'information n'est pas connue; (S) on sait que l'espèce est sensible au paramètre par rapport à d'autres espèces évaluées; (T) on sait que l'espèce est tolérante à une grande plage du paramètre.
Tolérance au substrat	Fait référence à la tolérance à la granulométrie. (+) des renseignements toxicologiques sont de façon générale disponibles; (-) on sait que des renseignements toxicologiques sont absents; (vide) si l'information n'est pas connue; (S) on sait que l'espèce est sensible au paramètre par rapport à d'autres espèces évaluées; (T) on sait que l'espèce est tolérante à une grande plage du paramètre.

Salinité/Dureté de l'eau	(+) des renseignements toxicologiques sont de façon générale disponibles; (-) on sait que des renseignements toxicologiques sont absents; (vide) si l'information n'est pas connue; (S) on sait que l'espèce est sensible au paramètre par rapport à d'autres espèces évaluées; (T) on sait que l'espèce est tolérante à une grande plage du paramètre.
Manipulation en laboratoire	(+) on sait qu'il est relativement tolérant au stress lié à la manipulation et à la culture; (-) on sait qu'il est relativement sensible au stress lié à la manipulation et à la culture; (vide) si l'information n'est pas connue.
Source de l'organisme	(+) des sources fiables d'organismes sont disponibles, qu'il s'agisse de cultures à l'interne ou de cultures commerciales, ou d'endroits appropriés pour le prélèvement sur le terrain; (vide) si l'information n'est pas connue.
Disponibilité saisonnière	(+) généralement disponible à longueur d'année (ou presque à longueur d'année); (-) des contraintes saisonnières sont connues; (vide) si l'information n'est pas connue.
Volumes d'échantillons	(+) les volumes d'échantillons ne posent pas de façon générale une contrainte importante sur les programmes d'échantillonnage; (-) les volumes d'échantillons peuvent présenter une contrainte importante sur les programmes d'échantillonnage; (vide) si l'information n'est pas connue.
Disponibilité des méthodes	(++) l'essai est offert couramment par la plupart des laboratoires; (+) l'essai peut comporter une disponibilité limitée ou nécessiter un effort spécialisé pour l'effectuer; (-) l'essai est peu disponible, voire pas du tout.
Coût	(\\$) les coûts sont habituellement inférieurs à 500 \$ l'échantillon; (\\$\\$) les coûts vont de 500 à 1 000 \$ l'échantillon; (\\$\\$\\$) les coûts varient entre 1 000 et 1 750 \$ l'échantillon; (\\$\\$\\$\\$) les coûts dépassent habituellement 1 750 \$ l'échantillon.

**Tableau 3c :** Explication des mises en garde des tests énumérées au Tableau 3

ID de l'essai	Mise en garde ou description
3	En général, les essais de toxicité sur les amphibiens peuvent être menés sur diverses espèces recueillies sur le terrain (sous réserve des restrictions relatives au permis de collecte). Les paramètres et la durée d'un essai peuvent être modifiés afin d'atteindre des objectifs propres à l'essai.
4	<i>H. azteca</i> est relativement tolérant à la salinité lorsqu'il est y acclimaté correctement. Toutefois, cette espèce est relativement intolérante aux échantillons d'eau qui présentent un important déséquilibre ionique ou de l'eau extrêmement dure ou douce. Prendre note que l'espèce <i>H. azteca</i> est épibenthique et qu'elle ne s'enfouit pas dans les sédiments.
5	L'essai de toxicité chronique sur <i>H. azteca</i> n'est pas souvent utilisé, car les taux d'échec sont élevés chez les témoins négatifs. Prendre note que l'espèce <i>H. azteca</i> est épibenthique et qu'elle ne s'enfouit pas dans les sédiments.
16	Dans les échantillons qui ont une très faible teneur en carbone organique, la survie et la croissance de <i>Chironomus sp.</i> peuvent être réduites étant donné que l'échantillon ne contient pas suffisamment de matière pour que l'organisme fabrique son cocon.
19	<i>L. variegatus</i> est également utilisé dans les essais sur la bioaccumulation.
22	Des échantillons estuariens peuvent être utilisés pour mener des essais chez la truite arc-en-ciel à condition que les organismes soient correctement acclimatés et que la salinité soit maintenue à 10 ppm ou moins (Environnement Canada, 1990a, 2000a). Voir le protocole de l'essai pour obtenir des renseignements à cet égard. Des essais CL50 96 h peuvent également être réalisés sur d'autres salmonidés (p. ex., truite de mer, saumon coho, saumon quinnat) selon l'écloserie disponible.

23	Les oeufs nouvellement fécondés sont très sensibles au choc physique avant le durcissement à l'eau. Les essais sont menés à la noirceur (ou à une faible lumière). Les embryons ne sont disponibles que pendant de courtes périodes durant l'année.
24	L'évaluation des difformités larvaires chez les poissons nécessite l'aide d'experts pour être effectuée correctement.
28	<i>C. dubia</i> est sensible au pH, à la salinité et à l'eau très dure ou douce. On trouve beaucoup de renseignements sur les tolérances biologiques de cette espèce dans les documents des protocoles et les publications scientifiques.
31	Il est également possible de modifier cet essai pour l'adapter aux dérivés de sédiments (p. ex., élutriation).
33	Le milieu où l'essai est mené contient de l'EDTA, qui peut réduire la biodisponibilité de certains métaux. La turbidité élevée dans l'échantillon peut réduire la photosynthèse, ce qui entraîne une incidence sur les taux de croissance. Cette espèce est aussi appelée <i>Selenastrum capricornutum</i> dans les publications plus anciennes.
34	L'espèce <i>Mytilus sp.</i> est sensible aux quantités importantes de particules suspendues qui peuvent étouffer les organismes en développement. La version d'élutriation de cet essai (SPPCC, 1995) indique un temps de sédimentation de 4 heures, qui est régulièrement modifié à 24 h afin de réduire l'effet d'entraînement (selon des consultations menées auprès d'organismes de réglementation canadiens). Cet essai comprend un témoin négatif en eau seulement, c'est pourquoi il faut considérer un sédiment de référence pour la version d'élutriation de cet essai (en plus du témoin en eau seulement). <i>Mytilus sp.</i> est également sensible aux concentrations d'ammoniac.
35	L'espèce <i>Crassostrea sp.</i> est sensible aux quantités importantes de particules suspendues qui peuvent étouffer les organismes en développement. Cet essai comprend un témoin négatif en eau seulement, c'est pourquoi il faut considérer un sédiment de référence pour la version d'élutriation de cet essai. <i>Mytilus sp.</i> est relativement insensible aux concentrations d'ammoniac.
37, 38	Dans les essais sur le développement larvaire, les oursins ont tendance à être sensibles aux quantités importantes de particules suspendues qui peuvent étouffer les organismes en développement. Cet essai comprend un témoin négatif en eau seulement, c'est pourquoi il faut considérer un sédiment de référence pour la version d'élutriation de cet essai. Les oursins peuvent être sensibles aux concentrations élevées d'ammoniac dans l'eau interstitielle ainsi que dans une salinité supérieure à la plage de 28 à 32 ppm. La littérature indique que les oursins, lorsqu'ils sont exposés pendant plusieurs jours à l'ammoniac, y sont particulièrement sensibles.
41	L'espèce <i>C. capitella</i> préfère les échantillons ayant une teneur élevée en carbone organique.
42, 43	Il n'y a qu'un fournisseur en Amérique du Nord qui élève une population de l'espèce <i>N. arenaceodentata</i> , qui est très consanguine.
44	À l'heure actuelle, il n'existe aucune culture commerciale de <i>P. cornuta</i> .
45	L'espèce <i>E. estuarius</i> est tolérante à une vaste plage de salinités et de grosseurs de grains de sédiments échantillonnée.
46	L'espèce <i>R. abronius</i> préfère un échantillon à gros grains (p. ex., contenant principalement du sable) et ne peut tolérer une vaste plage de salinités.
47	L'espèce <i>L. plumulosus</i> préfère des échantillons qui ne contiennent pas de quantités importantes de matières à grains, mais peut tolérer une vaste plage de salinités.
48	L'espèce <i>A. abdita</i> préfère les échantillons à grain fin ayant une teneur relativement élevée en carbone organique. Cette espèce ne tolère pas une vaste plage de salinités.
51	Une grande variabilité dans les paramètres de reproduction et de croissance a été signalée dans le cadre de cet essai.

52	Les gamètes de clypéastres se détériorent rapidement, c'est pourquoi une expérience est requise pour mener les essais efficacement.
53	Cette espèce tolère une vaste plage de salinités échantillonnée.
56	Cette espèce tolère une vaste plage de salinités échantillonnée. <i>Menidia beryllina</i> , espèce indigène du Canada, vit dans des régions tempérées (essais effectués à 25 °C). Sa pertinence aux sites canadiens devrait donc être évaluée.
57	Il se peut que les organismes ne soient pas disponibles à la fin du printemps ou à l'été lorsque l'épinoche adulte retourne en eau douce pour frayer. Cette espèce tolère une vaste plage de salinités.
60	La mysis effilée tolère relativement bien une vaste plage de salinités échantillonnée.
64	L'algue géante est sensible à des échantillons contenant des quantités importantes de matières particulières, car les particules qui se déposent empêchent les gamétophytes de se fixer correctement au fond des contenants d'essai. Une turbidité élevée peut nuire à la capacité de compter les gamétophytes au microscope.
65	Une grande variabilité du paramètre de toxicité a été signalée, qui pourrait être associée au stress important de la manipulation. De plus, cet essai évalue une espèce que l'on ne retrouve pas dans les eaux canadiennes.
67	Les bactéries servent rarement de groupe de récepteurs dans les évaluations du risque écologiques. C'est pourquoi cet essai ne s'harmonise pas bien aux paramètres d'évaluation communs.
70	<i>E. foetida</i> est l'espèce la plus souvent utilisée dans les essais sur les vers de terre. Il s'agit d'une espèce indigène qui vit dans le compost. <i>E. foetida</i> a colonisé les sols naturels à proximité des zones urbaines, mais ne devrait pas avoir une grande pertinence sur le plan écologique pour les friches des autres régions du Canada.
76	On doit porter une attention particulière au choix du témoin négatif (p. ex., sol naturel propre ou sols artificiels). Il est facile de se procurer les graines auprès de fournisseurs commerciaux. Les protocoles d'essai comptent plus de 15 espèces différentes, dont le gazon, des légumes et des produits du jardin. L'essai s'adapte facilement à d'autres espèces.

## Liste des sigles et abréviations

AQ/CQ	Assurance de la qualité/contrôle de la qualité
ASTM	American Society for Testing and Materials
BPC	Biphényles polychlorés
CALA	Canadian Association for Laboratory Accreditation
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CCPA	Conseil canadien de protection des animaux
CE	Concentration effective
CI	Concentration inhibitrice
CL	Concentration létale
CPP	Contaminant potentiellement préoccupant
DMD	Différence minimale décelable
DMENO	Dose minimale avec effet néfaste observé
DSENO	Dose sans effet néfaste observé
DSM	Différence significative minimale
ÉIT	Évaluation de l'identification de la toxicité
ÉRÉ	Évaluation du risque écotoxicologique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
LIS	Liste intérieure des substances
LSIP	Liste des substances d'intérêt prioritaire
s.o.	Sans objet
NEA	Niveau d'effet acceptable
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PASCF	Plan d'action sur les sites fédéraux contaminés
RCBA	Réseau canadien de biosurveillance aquatique
RP	Récepteur préoccupant
S	Sensible au paramètre en cours d'évaluation
SAB	Science Advisory Board of British Columbia
SIDS	Screening Information Data Set
SQO	Objectif de qualité des sédiments
T	Tolérant au paramètre en cours d'évaluation

TBT	Tributylétain
US EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
UV	Ultraviolet
VTR	Valeur de toxicité de référence
WOE	Poids de la preuve

## Glossaire

*Assurance de la qualité/contrôle de la qualité* – L’assurance de la qualité désigne les pratiques techniques et de gestion conçues pour assurer un produit final (en l’occurrence, des essais de toxicité) d’une qualité connue ou fiable. Par contrôle de la qualité, on entend les techniques et procédures utilisées pour mesurer et évaluer la qualité des données et les mesures correctives à prendre lorsque les objectifs de qualité des données ne sont pas respectés.

*Batterie d’essais de toxicité* – L’utilisation d’une multitude d’essais de toxicité sur les mêmes échantillons. Les données provenant de ces essais sont souvent interprétées à l’aide de l’approche dite du poids de la preuve.

*Bioaccumulation* – Un processus par lequel des produits chimiques sont absorbés par des organismes directement de l’eau et par une exposition par d’autres moyens, comme la consommation d’aliments ou de sols et de sédiments contenant les produits chimiques.

*Bioamplification* – Un phénomène observé comme étant le résultat d’une bioaccumulation par laquelle les concentrations tissulaires augmentent à mesure que le produit chimique traverse la chaîne alimentaire (c.-à-d. au moins deux niveaux trophiques).

*Biodisponible* – Se dit de la fraction du produit chimique total dans l’environnement immédiat qui peut être absorbée par des organismes. L’environnement peut inclure l’eau de surface, l’eau interstitielle, les sols, les sédiments, les particules en suspension et les aliments.

*Contaminants potentiellement préoccupants* – Les contaminants qui ont été sélectionnés pour évaluation dans le cadre de l’ÉRÉ. Le processus utilisé pour sélectionner les CPP n’est pas traité dans le présent module. Un contaminant est n’importe quel agent, substance ou matériau indésirable présent dans les sédiments, les sols ou l’eau.

*Eau de porosité* – Voir *eau interstitielle*.

*Eau interstitielle* – L’eau qui occupe l’espace entre les particules des sédiments.

*Échantillons de référence* – Un échantillon de sédiments, de sol ou d’eau prélevé sur le terrain et recueilli sur un site que l’on pense être relativement exempt de contamination et inclus dans le programme d’essais de toxicité en raison de sa similarité géochimique (p. ex., taille des particules, dureté, teneur en matières organiques) aux échantillons prélevés du site contaminé. Les échantillons de référence sont utilisés pour aider à interpréter les données de toxicité (en plus des témoins négatifs).

*Efficacité statistique* – Définie de façon large, l’efficacité statistique renvoie à la probabilité de conclure à juste titre qu’il existe une différence entre les variables évaluées. Officiellement, l’efficacité statistique est la probabilité de rejeter l’hypothèse nulle lorsqu’en réalité elle est erronée et devrait être rejetée. L’évaluateur ne peut pas fixer directement l’efficacité avant d’avoir effectué un essai de toxicité, mais l’efficacité peut être renforcée par l’ajout d’autres organismes, d’autres réplicats, etc., et elle peut être évaluée à la fin de l’essai.

Dans le contexte d’un test d’hypothèse formel, l’efficacité statistique représente  $(1 - \beta)$ , où  $\beta$  est la probabilité de l’occurrence d’une erreur de type II (c.-à-d. la probabilité de conclure à tort qu’il n’y a pas de différence alors qu’en réalité il y en a une). Une convention acceptée, incluant la pratique courante spécifiée par US EPA (2009), est d’exiger une efficacité supérieure à 0,8 afin de fournir « un test raisonnable à une hypothèse ». Toutefois,

il n'y a pas d'efficacité minimale pour qu'un résultat soit considéré comme faisant partie d'une analyse par poids de la preuve parce que l'efficacité est en partie fonction de l'ampleur de l'effet et en partie fonction du niveau acceptable d'incertitude.

*Élutriation* – Une solution aqueuse obtenue après avoir ajouté de l'eau à une substance solide (p. ex., sédiments, sols, résidus miniers, boues de forage, déblais de dragage), avoir remué le mélange puis l'avoir centrifugé ou filtré et avoir fait décanter le liquide surnageant.

*Énoncé du problème* – L'énoncé du problème est un processus de planification et d'examen préalable qui définit la faisabilité, la portée et les objectifs de l'évaluation du risque. Ce processus comprend un examen des données scientifiques et des besoins de données, des enjeux réglementaires et des facteurs propres au site.

*Erreurs de type I et de type II* – Une erreur de type I (probabilité de ce qui est couramment désigné comme alpha [ $\alpha$ ]) survient lorsqu'un évaluateur conclut qu'il y a une différence significative entre les échantillons alors qu'en réalité il n'y en a aucune. Les erreurs de type II (probabilité de ce qui est couramment désigné comme beta [ $\beta$ ]) surviennent lorsqu'un évaluateur conclut qu'il n'y a aucune différence importante alors qu'en réalité il y en a une. Les valeurs cibles courantes pour des tests d'hypothèse conventionnels sont de 0,05 et 0,20 respectivement (USEPA, 2009). Cependant, une valeur alpha [ $\alpha$ ] plus grande se traduit par une plus grande efficacité statistique. On permet donc souvent que celle-ci se retrouve en dehors de la plage classique de 0,05 à 0,1.

*Essai biologique* – Un essai dans le cadre duquel des organismes vivants sont utilisés pour estimer la force ou la puissance d'une substance, habituellement un médicament. On a aussi utilisé l'expression « essai biologique » pour décrire les essais de toxicité écologique (habituellement dans une documentation plus ancienne), mais l'« essai de toxicité » est désormais l'expression recommandée.

*Essai de toxicité* – Étude dont l'objectif est de déterminer si l'exposition subie par des organismes d'essai à des milieux d'essai leur cause un effet néfaste (letal ou subletal). Un essai de toxicité mesure généralement soit : (a) la proportion des organismes affectés (effet binaire) ou (b) le degré de l'effet apparent (effet gradué ou quantitatif), suite à l'exposition à une substance spécifique ou à un milieu d'essai sous des conditions contrôlées.

*Essai in situ* – L'expression *in situ* signifie « sur place » et est utilisée pour faire une distinction entre les travaux réalisés « sur le terrain » et ceux faits en laboratoire. Un essai de toxicité *in situ* comporte l'exposition d'un organisme d'essai à un milieu contaminé dans des conditions de terrain. Les conditions de l'exposition sont partiellement contrôlées par l'application d'un protocole expérimental, mais des variables environnementales comme la lumière, le pH, la température, etc. ne sont pas contrôlées de la même façon que leurs équivalents en laboratoire.

*Évaluation du risque écotoxicologique* – L'évaluation du risque écotoxicologique est le processus qui permet d'évaluer la probabilité et/ou l'ampleur d'effets écologiques néfastes potentiels (actuels ou futurs) qui peuvent survenir ou se produire à la suite d'une exposition à un ou plusieurs agents stressants (dans le contexte des sites contaminés, les agents stressants sont habituellement chimiques). Un risque ne peut pas exister, sauf si : (1) l'agent stressant a une capacité intrinsèque de provoquer des effets néfastes, et (2) il coïncide ou est en

contact avec un organisme suffisamment longtemps et avec une intensité suffisante pour susciter les effets néfastes recensés.

*Évaluation de l'identification de la toxicité* – Consiste en des essais de toxicité réalisés côté à côté avec des échantillons manipulés et non manipulés, en leur faisant subir un prétraitement systématique (p. ex., ajustement du pH, filtration, aération ou addition d'agents liants) suivi d'essais de toxicité. Les manipulations (chimiques ou physiques) sont sélectionnées afin de cibler les substances toxiques (ou groupes de substances toxiques) connues ou soupçonnées d'être présentes dans un échantillon. La différence entre les toxicités des échantillons manipulés et non manipulés supporte les conclusions concernant les composés chimiques ou les facteurs influençant les échantillons qui contribuent à la toxicité originale.

*Facteur confusionnel* – Toute variable modificatrice dans un protocole expérimental qui ne fait pas l'objet d'un contrôle et qui influe sur les résultats de l'expérience de façon non aléatoire.

*Niveau d'effet acceptable* – L'ampleur des effets qui serait acceptable pour un paramètre de mesure précis.

*Paramètre de mesure* – Un paramètre de mesure est un paramètre qui mesure ou décrit un effet sur un organisme d'essai, ou qui mesure ou décrit un changement dans un attribut d'un paramètre d'évaluation ou son substitut en réaction à un agent stressant auquel il est exposé.

*Paramètre d'évaluation* – Une expression explicite de la valeur écologique à protéger. Un paramètre d'évaluation doit inclure 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 des paramètres pourraient inclure le nombre d'espèces, la fréquence de difformités, la structure trophique, etc.

*Paramètres des essais de toxicité* – Les paramètres sont la statistique que l'on estime à la fin de l'essai (p. ex., CL<sub>50</sub>, CE<sub>20</sub>), mais ils peuvent également faire référence à la variable mesurée par l'essai de toxicité (p. ex., survie, croissance et reproduction).

*Poids de la preuve* – Le poids de la preuve est un processus pour intégrer les résultats de différents types de données dans une conclusion globale. Il fait intervenir un cadre pour prendre en considération les points forts et les points faibles de chaque type de données et la nature de l'incertitude associée à chacun. Les cadres du poids de la preuve peuvent être qualitatifs ou quantitatifs et peuvent faire intervenir le jugement professionnel, mais doivent toujours être transparents et uniformes.

*Potentialisation* – Phénomène (toxicité plus qu'additive) par lequel la toxicité d'un mélange de produits chimiques est supérieure à la simple somme des toxicités individuelles des produits chimiques présents dans le mélange (c.-à-d. plus grande que la toxicité attendue lorsque ces produits sont mélangés). Ceci est un concept légèrement différent de la toxicité synergétique (définie plus loin).

*Récepteur préoccupant* – Tout organisme individuel non humain, espèce, population, communauté, habitat ou écosystème qui est potentiellement exposé à des contaminants potentiellement préoccupants et qui est pris en considération dans l'évaluation du risque écotoxicologique.

*Témoin négatif* – Un substrat recueilli sur le terrain ou préparé artificiellement (eau, sédiments ou sol, selon l'essai) dont la composition physico-chimique est connue et la qualité est constante. Le témoin négatif ne doit pas contenir de concentration de contaminants qui influent sur l'organisme évalué de quelque façon que ce soit et les caractéristiques physiques devraient être à l'intérieur des seuils de tolérance de l'organisme. Les témoins négatifs fournissent une base pour interpréter les données de toxicité et sont utilisés pour surveiller la santé des organismes évalués, la sensibilité relative des organismes évalués dans le temps et la « performance » des laboratoires.

*Témoins positifs (aussi essais sur les toxiques de référence)* – Les toxiques de référence sont des produits chimiques utilisés pour mesurer la sensibilité des organismes évalués afin d'établir la confiance dans les données de toxicité obtenues pour les échantillons prélevés sur le terrain. Dans la plupart des cas, l'essai sur les toxiques de référence fait intervenir un éventail de concentrations et le calcul d'une valeur d'estimation ponctuelle (p. ex.,  $CL_{50}$ ) qui est comparée à des essais antérieurs sur les toxiques de référence réalisés par le même laboratoire pour le même organisme.

*Toxicité aiguë* – Un effet nuisible discernable (letal ou subletal) induit chez un organisme au cours d'une brève période d'exposition par rapport à la durée de vie de l'organisme évalué (définie comme étant moins de 10 % de la durée de vie de l'organisme par Environnement Canada).

*Toxicité antagoniste* – Un phénomène dans le cadre duquel la toxicité d'un mélange de produits chimiques est moindre que celle du produit chimique le plus toxique lorsqu'il est présent isolément à la même concentration. Ceci est différent de la toxicité sub-additive définie ci-dessous.

*Toxicité chronique* – Un effet néfaste décelable (letal ou subletal) induit dans des 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 par Environnement Canada comme étant au moins 10 % de la durée de vie). Par chronique, on réfère uniquement à la durée d'exposition; dans certaines situations, on a confondu la définition avec « subletal ». Les essais de toxicité chronique peuvent avoir des paramètres létaux et sublétaux. Certains essais à court terme (toxicité aiguë) qui évaluent les étapes sensibles de la vie sont utiles pour faire des inférences au sujet des réactions potentielles à long terme, mais il ne s'agit pas d'essais de toxicité chronique au sens strict de la définition d'Environnement Canada.

*Toxicité sub-additive* – Phénomène par lequel la toxicité d'un mélange de produits chimiques est inférieure à la simple somme des toxicités individuelles des produits chimiques présents dans le mélange. En d'autres mots, la toxicité du mélange est supérieure à la toxicité de chacun des produits pris individuellement, mais inférieure à la toxicité cumulative attendue selon les prévisions du modèle.

*Toxicité sublétale* – Fait référence aux effets qui sont nuisibles à l'organisme, mais sous le niveau qui provoque directement la mort (p. ex., croissance, reproduction).

*Toxicité synergétique* – Un phénomène dans lequel un produit synergiste (substance qui n'est pas toxique individuellement, mais qui augmente la toxicité des autres toxiques) agit pour augmenter la toxicité.

*Vérification de la pertinence* – Fait référence à une revue d'ensemble afin de s'assurer que les choix faits relativement aux facteurs mentionnés aux étapes 2 à 6 du présent Module demeurent cohérents et raisonnables par rapport aux grands objectifs mentionnés à l'étape 1. Une vérification de la pertinence est équivalente au processus représenté par l'expression idiomatique « les arbres cachent la forêt ». Elle prévient la confiance excessive en des approches réductionnistes lors de la prise de décisions scientifiques.

*Voies d'exposition* – Les voies d'exposition provenant des milieux environnementaux (sol, eau, air et/ou sédiments aquatiques) vers les récepteurs préoccupants.

## Annexe A – Directives détaillées sur la sélection des essais de toxicité

<b>1. CONSIDÉRATIONS OBLIGATOIRES.....</b>	<b>2</b>
1.1. <i>Lien avec les objectifs de l'étude</i> .....	2
1.2. <i>Tolérance des organismes (acceptabilité de l'essai)</i> .....	3
1.3. <i>Conditions physicochimiques</i> .....	5
<b>2. FACTEURS DE PERTINENCE DES ESSAIS .....</b>	<b>5</b>
2.1. <i>Utilité pour l'évaluation du risque</i> .....	6
2.1.1. Disponibilité de données sur la toxicité.....	6
2.1.2. Pertinence du témoin.....	7
2.1.3. Efficacité statistique .....	7
2.1.4. Disponibilité de paramètres chroniques et multiples.....	8
2.1.5. Pertinence géographique .....	8
2.1.6. Production tissulaire .....	9
2.2. <i>Tolérance des organismes</i> .....	9
2.2.1. Ammoniac .....	10
2.2.2. Sulfures .....	10
2.2.3. Substrat (granulométrie, COT) .....	10
2.2.4. Salinité et dureté .....	11
2.3. <i>Facteurs touchant la logistique et la planification</i> .....	11
2.3.1. Tolérance à la manipulation en laboratoire.....	11
2.3.2. Source de l'organisme.....	12
2.3.3. Disponibilité saisonnière.....	12
2.3.4. Volumes d'échantillons.....	12
2.3.5. Disponibilité des méthodes (standards).....	13
2.3.6. Coût.....	13
<b>3. CONSIDÉRATIONS PAR RAPPORT AUX ESSAIS SPÉCIALISÉS .....</b>	<b>14</b>
3.1. <i>Adaptation des protocoles</i> .....	14
3.2. <i>Essais in situ</i> .....	15
3.3. <i>Évaluation de l'identification de la toxicité</i> .....	15

# 1. CONSIDÉRATIONS OBLIGATOIRES

## 1.1. *Lien avec les objectifs de l'étude*

Le point le plus important à prendre en considération dans la sélection d'un essai de toxicité est le degré d'harmonisation avec les paramètres d'évaluation et les objectifs de protection pour l'évaluation du risque. Un essai précis peut donner des cotes élevées pour plusieurs attributs, mais sa valeur est réduite de façon importante s'il n'est pas très pertinent au plan écologique. On devrait se servir de l'énoncé du problème et du modèle conceptuel du site pour recenser les principaux « facteurs » afin de sélectionner les essais. Parmi les considérations courantes, mentionnons :

- L'étude est-elle reliée à des essais prévus par la réglementation ou par des programmes précis d'Environnement Canada qui devraient être réalisés conformément aux méthodes décrites dans ces programmes?
- La voie d'exposition (c.-à-d. les milieux environnementaux évalués) reflète-t-elle la voie d'entrée et le stade de vie de l'organisme pertinents pour les récepteurs préoccupants?
- S'agit-il d'une évaluation préalable ou détaillée (on insiste davantage sur le respect de protocoles normalisés dans le premier cas)?
- Quel est le degré d'incertitude associé à l'extrapolation des conditions en laboratoire aux conditions sur le terrain et dans quelle mesure peut-on le minimiser par le choix de l'espèce et/ou le perfectionnement des procédures d'essai?
- Est-ce que les paramètres de l'essai conviennent à la nature de la contamination étudiée (p. ex., des substances bioaccumulatives comme les biphenyles polychlorés [BPC] et le tributylétain [TBT] peuvent nécessiter des essais plus longs et bénéficier d'une étude supplémentaire sur la bioaccumulation dans les tissus)?
- Comment peut-on harmoniser les paramètres de toxicité standards avec d'autres sources de données (p. ex., évaluation de l'identification de la toxicité [ÉIT], structure de la communauté benthique)?
- En raison de sa nature, l'essai est-il échelonné? Par exemple, peut-on utiliser des essais de toxicité à court terme pour peaufiner une évaluation préliminaire du risque potentiels de façon à ce que les ressources ne soient pas gaspillées dans des essais sublétaux à long terme sur des milieux d'essai présentant une toxicité aiguë?
- L'investigateur doit-il comprendre la cause de toute toxicité mesurée (auquel cas, une évaluation de l'identification de la toxicité peut être nécessaire)?

Un point faisait consensus dans l'étude réalisée par la Sustainable Fisheries Foundation (SFF, 2007) : l'utilisation d'essais de toxicité multiples dans une approche fondée sur une batterie d'essais est de façon générale préférable à l'utilisation d'un seul essai qui est présumé avoir « le meilleur » paramètre d'essai de toxicité. Il est rare que tous les facteurs nécessaires à l'évaluation complète de la sensibilité ou de la fiabilité d'un essai soient connus avec précision avant

d'effectuer l'essai. L'approche fondée sur une batterie d'essais (Bay *et autres*, 2007) offre les avantages suivants :

- elle procure une certaine assurance contre les facteurs inconnus ou imprévus;
- elle réduit l'influence de résultats erronés provenant d'un essai;
- elle augmente la sensibilité globale du programme d'essai en recourant à des espèces présentant des formes différentes de sensibilité aux contaminants.

## **1.2. Tolérance des organismes (acceptabilité de l'essai)**

Des essais de toxicité ont été mis au point pour un éventail précis de conditions environnementales. Un grand nombre de ces conditions peuvent être contrôlées en laboratoire et sont stipulées dans les protocoles d'essai. Toutefois, d'autres conditions sont propres à l'échantillon; ceci implique que les milieux environnementaux se conforment aux plages de tolérance précisées pour l'essai. Dans de nombreux cas, on peut décider que certains essais ne requièrent pas un examen plus poussé en se basant sur ce qui suit :

- Tolérances à l'ammoniac et aux sulfures – Il est inapproprié de réaliser des essais de toxicité sur des échantillons de sédiments qui dépassent les seuils d'ammoniac et de sulfures dans l'eau interstitielle, à moins que le but ne soit d'évaluer la toxicité de ces substances. Une purge des sédiments avant les essais peut être permise afin de ramener ces paramètres dans des plages acceptables (qui sont propres à l'espèce). Avant d'envisager la purge (ou toute autre altération importante des milieux d'essai), on recommande fortement d'en discuter avec l'équipe du soutien expert du PASCF et d'obtenir sa participation.
- Tolérance au substrat – Les protocoles d'Environnement Canada pour les essais sur les amphipodes dans des sédiments stipulent que la granulométrie approximative des sédiments échantillonnés doit être connue avant de réaliser l'essai. On ne doit pas réaliser d'essais sur des espèces en dehors de leurs plages de rendement spécifiques et on recommande de ne pas effectuer d'essai aux limites de ces plages. La teneur en particules fines dans les sédiments influe également sur le rendement des paramètres des essais sur la remise en suspension des sédiments (comme la survie et le développement normal des bivalves).
- Tolérance à la salinité – De nombreux organismes d'essai sont très sensibles aux plages et aux variations de la salinité. Même si l'on peut influer sur la salinité en laboratoire en utilisant les eaux sus-jacentes (y compris les renouvellements), les essais de toxicité ne devraient pas être effectués en dehors des plages de tolérance précisées pour la salinité.
- Tolérance à la dureté de l'eau – Certains organismes d'essai d'eau douce (p. ex., certaines daphnies) ne peuvent pas tolérer une dureté élevée dans les eaux d'essai. Les réactions mesurées lors des essais peuvent être attribuables à la dureté de l'eau plutôt qu'aux toxiques contenus dans l'échantillon.
- Tolérance au pH – Le pH des milieux d'échantillon peut avoir un effet direct sur les organismes d'essais ou encore un effet indirect par la médiation de la toxicité des contaminants potentiellement préoccupants (CPP) (par ex., la toxicité de l'ammoniac est

influencée par le pH). Les conditions de pH sont généralement suivies pendant toute la durée d'un essai (surveillance de routine de la qualité de l'eau) et il existe des protocoles stipulant des intervalles d'acceptabilité pour les essais. Si un milieu d'essai donné est reconnu pour représenter des extrêmes de pH, cela devrait être incorporé dans le processus de sélection de l'essai.

Pour ce qui est de la tolérance au pH, l'investigateur ne doit pas compter uniquement sur les facteurs de sélection (ou les mises en garde) figurant dans le tableau 3. Le pH de l'échantillon est un facteur unique, car on peut le considérer soit comme un facteur contrôlé dans l'essai (c.-à-d. contraint dans une plage donnée en laboratoire), soit comme une propriété toxicologique d'intérêt. Par conséquent, on doit tenir compte des contextes d'utilisation des valeurs de pH pour tout essai proposé, y compris :

- Comparaison avec les plages stipulées dans les protocoles – lorsque le pH est hors plage, de nombreux protocoles recommandent la réalisation d'essais côte à côte avec un pH ajusté et un pH non ajusté, afin de discriminer les sources de toxicité;
- Importance environnementale<sup>20</sup> – Lorsque le milieu récepteur est naturellement alcalin ou acide, la condition d'un échantillon manipulé en laboratoire jusqu'à une condition presque neutre peut ne pas refléter les conditions ambiantes de l'environnement pertinent pour l'évaluation des dommages potentiels. À l'opposé, la manipulation peut être nécessaire pour reproduire le profil de réponse toxique attendue sur le terrain (c.-à-d. le rejet d'eaux souterraines ou d'effluents dans un plan d'eau de surface bien drainé). L'investigateur doit déterminer si le potentiel de toxicité est mieux évalué par un échantillon manipulé ou non manipulé; les comparaisons côte à côte sont souvent utiles à cet égard;
- Influence sur la toxicité de l'ammoniac – Le pH est un paramètre modificateur pour la toxicité de l'ammoniac, et on l'utilise dans le calcul des concentrations d'azote ammoniacal non ionisé;
- Mode de toxicité – Le pH peut être d'intérêt comme facteur modificateur de l'ionisation d'autres substances d'intérêt, ou il peut être jugé toxique à titre de propriété inhérente de l'échantillon;
- Changements dans le temps – Un changement de pH peut survenir pendant les essais ou à la suite d'un rafraîchissement d'échantillon et/ou de modifications chimiques en cours d'essai.

Il existe des directives propres aux essais pour ce qui est des plages de tolérance des organismes d'essai envisagés. La disponibilité de données pour chacun des facteurs susmentionnés est résumée au **tableau 3** en fonction des essais.

L'évaluation de l'acceptabilité de l'essai fondée sur la tolérance de l'organisme stipulée dans le protocole n'est qu'une étape préliminaire dans la sélection d'un organisme d'essai approprié. Les

---

<sup>20</sup> On doit noter que, en plus des objectifs d'évaluation du risque, il est obligatoire de respecter les lois et règlements concernant les déversements. La manipulation du pH des échantillons et les plans d'ajustement des environnements récepteurs peuvent être interdits dans certains sites (p. ex., les endroits où les rejets présentent une létalité aiguë et qui sont assujettis à la *Loi sur les pêches*).

plages de rendement précisées dans les protocoles d'essai articulent clairement les conditions qui ne conviennent pas à l'application de l'essai, mais elles ne donnent pas nécessairement d'indication sur les conditions pour lesquelles une espèce convient tout juste. Par exemple, Environnement Canada (1998b) précise des plages de tolérance pour diverses espèces d'amphipodes qui se chevauchent, afin que les praticiens puissent avoir plusieurs espèces candidates pour évaluer l'échantillon sans violer le protocole. D'autres documents peuvent être disponibles pour évaluer la pertinence des conditions d'essai près des seuils du protocole. Il y a également des facteurs d'essai dont les tolérances ne sont pas nécessairement spécifiées dans les protocoles (par ex., le contenu en carbone organique total), mais pour lesquels l'information sur la sensibilité de l'organisme est très importante. Pour cette raison, la tolérance de l'organisme est évaluée en deux étapes : (1) évaluation préalable en fonction des plages stipulées dans le protocole (section 1.2) et (2) évaluation poussée fondée sur l'évaluation de la littérature pour le reste des essais envisagés (section 2.2).

### **1.3. *Conditions physicochimiques***

Lors de l'évaluation d'un essai de toxicité, il faut prendre en considération les interactions potentielles de la substance évaluée avec le milieu d'essai et les autres produits chimiques qui s'y trouvent. Cet aspect est partiellement pris en compte ci-dessus quand on prend en considération les tolérances à l'ammoniac et aux sulfures de l'organisme. Par exemple, Schubauer-Berigan *et autres* (1995) discutent de l'interaction entre le pH et la toxicité de l'ammoniac pour deux espèces d'eau douce communes pour les essais de toxicité. Toutefois, d'autres facteurs doivent être pris en considération dans la sélection d'une matrice d'essai appropriée; ces facteurs peuvent influer sur la biodisponibilité de la substance. Par exemple, des interactions chimiques entre des cations des métaux et des anions des sulfures (ou chlorures) peuvent être importantes pour ce qui est de la séquestration des métaux. La présence de matières organiques dissoutes dans un milieu d'essai peut également influer sur la biodisponibilité et la toxicité. L'effet de la filtration d'un échantillon, les changements dans le pH et la condition redox ainsi que d'autres changements physiques et chimiques dans l'échantillon devraient être pris en compte quand on envisage des essais potentiels. Le prélèvement, le transport, le stockage et la manipulation des échantillons avant et pendant un essai peuvent également altérer les propriétés de l'échantillon qui influent sur la biodisponibilité des contaminants (p. ex., oxydation d'un échantillon anoxique, mélange de la stratification à microéchelle des sédiments lors de l'homogénéisation). Ces considérations sont reliées à la section 1.1 ci-dessus parce que les facteurs physicochimiques déterminent (en partie) dans quelle mesure un essai de toxicité est pertinent pour représenter une voie d'exposition donnée.

## **2. FACTEURS DE PERTINENCE DES ESSAIS**

Une fois évaluées les considérations obligatoires pour déterminer les essais possibles, il reste habituellement plusieurs essais de toxicité parmi lesquels on peut choisir. Pour faciliter davantage la sélection des essais, on a recensé les caractéristiques générales qui influent le plus couramment sur la sélection d'un essai précis (**tableau 3**). Ces caractéristiques touchent la faisabilité, l'aspect pratique, la performance et le coût de l'essai, et elles ont été divisées en trois groupes de facteurs connexes, à savoir :

- utilité/pertinence pour l'évaluation du risque;
- information sur la tolérance de l'organisme;
- aspects touchant la logistique et la planification.

Ces facteurs sont décrits dans les sous-sections suivantes, qui décrivent en détail les catégorisations simplifiées du **tableau 3**. Des explications détaillées concernant les symboles et les mises en garde propres aux divers essais figurent à la fin du **tableau 3**. En général, les interprétations suivantes s'appliquent :

- Cote du facteur (++) – l'essai est considéré comme très avantageux pour cet attribut ou on dispose d'amplement de renseignements pour évaluer la sensibilité de la performance de l'essai pour l'attribut;
- Cote du facteur (+) – l'information est jugée quelque peu avantageuse pour cet attribut ou on dispose de renseignements pour évaluer la sensibilité de la performance de l'essai pour l'attribut;
- Cote du facteur (vide) – on ne connaît pas l'attribut pour ce qui est de la fiabilité et/ou de l'utilité de l'essai;
- Cote du facteur (-) – l'attribut est considéré comme une contrainte pour la fiabilité et/ou l'utilité de l'essai; les praticiens devraient faire preuve de prudence et déterminer si la limite s'applique à leur situation et évaluer la marge d'erreur.

## **2.1. Utilité pour l'évaluation du risque**

Cette section traite de la pertinence des données de l'essai pour les hypothèses fondées sur le risque et établies lors de l'énoncé du problème. Nous décrivons plus en détail les cotes d'attribut présentées dans le **tableau 3**.

### **2.1.1. Disponibilité de données sur la toxicité**

Les données sur la toxicité (concentration-réaction) basées sur la littérature pour une espèce d'essai (ou une espèce très proche) sont avantageuses pour l'évaluation du risque parce qu'on peut les utiliser pour sélectionner les toxiques significatifs dans un échantillon donné. Même s'il n'est pas possible de prévoir les sensibilités relatives des divers organismes évalués avec une grande précision (en particulier pour les mélanges de toxiques uniques), il est parfois possible de recenser les paramètres d'essai que l'on sait relativement sensibles à certaines catégories de contaminants (p. ex., métaux bivalents, hydrocarbures aromatiques polycycliques). Par exemple, si un essai comporte des concentrations élevées de nickel, il peut être avantageux, si les autres facteurs le permettent, de sélectionner *Ceriodaphnia* plutôt que *Daphnia* comme espèce d'essai, car cette dernière a montré une plus grande sensibilité au nickel lors d'essais de toxicité standardisés (Kszos *et autres*, 1992). Pastorok et Becker (1990) ont observé que les essais de toxicité des sédiments marins communs différaient dans leur sensibilité statistique et biologique par rapport à certains sédiments particuliers contaminés par différentes sortes de produits chimiques (p. ex., des hydrocarbures aromatiques polycycliques ou des métaux). SFF (2007) fait remarquer qu'il y a des lacunes importantes dans les données en ce qui concerne les sensibilités relatives d'espèces par rapport à des groupes de contaminants. Même si l'US EPA effectue des

évaluations au moyen de cinq classes de produits chimiques pour évaluer la sensibilité dans les expositions à l'eau seulement, la sensibilité dans des mélanges de sédiments contaminés est souvent très incertaine. Pour cette raison, on devrait formuler avec soin les hypothèses *a priori* concernant les relations concentration-réaction et ces hypothèses devraient être réservées aux situations dans lesquelles seulement un ou deux CPP dominent le profil des contaminants.

Le choix de l'espèce d'essai en fonction de sa sensibilité à un ou plusieurs CPP est un aspect important dans le choix de l'essai. De plus, l'objectif n'est pas nécessairement de sélectionner l'espèce la plus sensible, mais plutôt de sélectionner l'espèce qui correspond le mieux à la sensibilité désirée par rapport aux objectifs de protection pour le site et les récepteurs préoccupants. Lorsqu'il manque de l'information détaillée sur la distribution de la sensibilité des espèces pour une série d'organismes, l'approche prudente consiste souvent à choisir l'organisme le plus sensible. Dans d'autres cas, lorsque l'organisme d'essai envisagé est présumé plus sensible, mais n'est pas écologiquement pertinent (p. ex., une faible pertinence fonctionnelle par rapport au groupe récepteur d'intérêt), cet organisme ne sera pas nécessairement le meilleur choix.

Cote du facteur : (++) si les données sont disponibles pour la plupart des CPP; (+) si les données sont disponibles pour certains CPP; (-) si l'on sait qu'il n'y a pas de données pour la plupart des CPP; (vide) si l'information n'est pas connue.

### **2.1.2. Pertinence du témoin**

Des témoins négatifs démontrent que les conditions d'essai en laboratoire n'ont pas donné lieu à un essai inacceptable (confusionnel). En outre, faute d'échantillons de référence spécifiques pour l'étude, de nombreuses évaluations du risque interprètent les données sur la toxicité par rapport aux témoins négatifs. Le degré de pertinence d'un témoin négatif dépend beaucoup de l'essai, et de nombreux protocoles offrent plusieurs options. Par conséquent, l'importance de ce facteur peut varier selon le laboratoire, y compris pour le même protocole d'essai. Il faudrait donc consulter un écotoxicologue au laboratoire envisagé.

Les témoins négatifs qui se composent de milieux naturels recueillis sur le terrain fournissent des données plus solides que les témoins négatifs préparés à partir de substrats artificiels (p. ex., sable de silice, eau préparée ou ajustée en laboratoire). Les témoins négatifs réalisés à l'aide d'un milieu différent des échantillons provenant du site (p. ex., un essai sur sédiments réalisé à l'aide d'un témoin négatif utilisant seulement de l'eau) sont les moins pertinents. Dans de tels cas, il est plus important encore d'obtenir des échantillons de référence appropriés.

Cote du facteur : (+) l'essai de toxicité utilise un témoin négatif naturel recueilli sur le terrain ou un substitut convenable; (-) l'essai de toxicité n'utilise pas un témoin négatif naturel recueilli sur le terrain, le témoin négatif utilise un milieu différent ou la composition du témoin négatif pourrait avoir une incidence sur l'interprétation des résultats (p. ex., milieu de culture d'algues enrichi d'éléments nutritifs); (vide) si l'information n'est pas connue.

### **2.1.3. Efficacité statistique**

L'efficacité statistique d'un essai, qui est la capacité de déceler correctement une réduction dans la performance du paramètre, est tributaire de plusieurs facteurs, notamment :

- l'ampleur de la réduction à déceler (c.-à-d. les critères de décision ou la taille de l'effet);

- le nombre de réplicats disponibles;
- la variabilité globale entre les réplicats;
- le taux acceptable d'erreurs de type I.

Aux fins d'une évaluation du risque propres à un site, il est rare d'évaluer *a priori* l'efficacité statistique d'un essai pour les raisons suivantes : (1) le nombre de réplicats est habituellement dicté par le protocole; (2) les critères de décision sont souvent dictés par une politique.

Néanmoins, différents essais présentent des différences systématiques dans l'ampleur de la réaction qui peut être décelée de façon fiable. Un essai de toxicité présentant un degré élevé de variabilité biologique intrinsèque peut être difficile à interpréter et les connaissances relatives, et en connaissant cette variabilité, on peut mieux évaluer et comparer les essais envisagés.

Cote du facteur : (+) l'essai de toxicité est connu pour avoir une variabilité relativement faible entre les réplicats; (-) l'essai de toxicité est connu pour avoir une variabilité relativement élevée entre les réplicats; (vide) si l'information n'est pas connue. Les essais qui ne comportent pas de réplicats (p. ex., CL<sub>50</sub> 96 h pour la truite arc-en-ciel) sont cotés « sans objet » (S/O) dans le **tableau 3**.

#### **2.1.4. Disponibilité de paramètres chroniques et multiples**

Les directives sur l'évaluation du risque mettent souvent l'accent sur les paramètres de toxicité chronique (long terme), en particulier ceux qui comportent des paramètres sublétaux comme la croissance ou la reproduction, par rapport aux essais de toxicité aiguë. Toutefois, ni la sensibilité, ni l'utilité d'un paramètre d'essai ne sont directement proportionnelles à la durée de l'essai; Bay *et autres* (2007) ont observé que les essais sublétaux et les essais létaux sont complémentaires, car aucune des méthodes d'essai n'a obtenu de façon constante la cote la plus élevée pour ce qui est de la sensibilité ou de la fiabilité. Toutefois, on considère souvent que la mesure des effets chroniques et sublétaux correspond plus étroitement aux paramètres d'évaluation. Les essais comportant des paramètres multiples fournissent de l'information supplémentaire sur la nature de la réaction biologique.

Cote du facteur : (++) l'essai comprend plusieurs paramètres chroniques à long terme; (+) l'essai comprend au moins un paramètre chronique, à long terme ou un paramètre chronique substitut (p. ex., stade de la vie sensible); (-) l'essai ne comporte aucun paramètre chronique ou paramètre chronique substitut.

#### **2.1.5. Pertinence géographique**

Lors d'une évaluation du risque, on choisit pour les essais de toxicité des paramètres et des espèces qui servent de substituts pour le paramètre d'évaluation concerné (espèces naturelles, populations et communautés). Même si l'on suppose que les espèces soumises aux essais de toxicité sont pertinentes pour des groupes d'organismes plus vastes, il est avantageux de minimiser le degré d'extrapolation géographique. Par exemple, une macroalgue marine d'eau froide indigène aux eaux canadiennes est probablement plus représentative du groupe de récepteurs « plante marine » qu'une diatomée aquatique tropicale.

Cote du facteur : (++) l'espèce évaluée s'harmonise aux organismes résidents que l'on trouve dans la plupart des endroits au Canada; (+) l'espèce évaluée s'harmonise aux organismes résidents en

certains endroits au Canada; (-) l'espèce évaluée ne s'harmonise pas bien à la sélection des récepteurs pour les évaluations du risque au Canada.

### **2.1.6. Production tissulaire**

La mesure directe des concentrations de contaminants dans des organismes exposés à des milieux propres au site constitue une source de données supplémentaires qui peut être importante dans le contexte d'une évaluation du risque. Certains protocoles d'essai permettent ou acceptent le prélèvement de tissus simultané avec la période d'exposition aux toxiques.

Cote du facteur : (+) l'espèce évaluée a probablement une masse suffisante pour permettre une analyse de la chimie des tissus; (-) l'espèce évaluée n'a pas une masse suffisante pour permettre une analyse de la chimie des tissus. Il peut s'avérer nécessaire de modifier l'essai pour permettre des analyses de tissus (p. ex., nombre de réplicats ou densités de charge; utilisation d'agents de conservation après terminaison).

## **2.2. Tolérance des organismes**

Les facteurs inclus dans cette catégorie ont trait aux caractéristiques biologiques des organismes d'essai envisagés, en particulier leur tolérance à des facteurs confusionnels potentiels. La plupart des essais de toxicité sont sensibles à certains types d'effet non liés à des contaminants (p. ex., granulométrie, dureté) qui peuvent avoir un effet confusionnel sur les résultats de l'essai. Les échantillons comportant des variables physicochimiques naturelles qui sont en dehors des limites de tolérance biologique pour l'espèce d'essai peuvent présenter une toxicité apparente qui est un artefact (non attribuable à la présence des CPP). Même si les influences de facteurs potentiellement confusionnels ne sont toujours pas complètement connues pour de nombreux essais, il est nécessaire de connaître les facteurs qui peuvent avoir une influence sur un essai et la plage approximative dans laquelle les effets se manifestent pour concevoir les études et interpréter les données (Bay *et autres*, 2007). Au moment de l'évaluation des tolérances des organismes, on présume que le praticien évaluera d'abord l'échantillon par rapport aux plages d'acceptabilité stipulées par le protocole (section 1.2), de façon à ce qu'une évaluation ultérieure de la tolérance de l'organisme (décrise ci-dessous) soit effectuée pour aider à choisir parmi les multiples essais potentiels.

Les paramètres physicochimiques naturels qui sont souvent pris en considération lors de la sélection des espèces envisagées pour les essais comprennent l'ammoniac, les sulfures, la granulométrie, la teneur en carbone organique et la salinité. D'autres paramètres comme l'alcalinité, le pH et les concentrations des principaux ions devraient être considérés en fonction du site et des espèces spécifiques. Une revue de littérature exhaustive est nécessaire pour établir un seuil définitif pour chaque paramètre, mais cet aspect ne relève pas du présent module d'orientation. Toutefois, il a été possible de caractériser le niveau général de renseignements toxicologiques disponibles pour évaluer ces facteurs et, dans certains cas, pour identifier les espèces que l'on sait sensibles à un ou plusieurs de ces facteurs. On peut consulter les documents de protocole pour chaque essai pour dresser un résumé des connaissances techniques. D'autres références provenant de la littérature sont présentées ci-dessous.

### **2.2.1. Ammoniac**

Word *et autres* (2005) ont publié un résumé utile des effets confusionnels dus aux caractéristiques des produits chimiques non persistants, dont l'ammoniac. Leur revue a permis d'établir que les effets toxiques sur la vie marine se produisent dans l'intervalle de 3 à 100 mg/L d'ammoniac (source d'azote) et que les stades larvaires des organismes sont plus sensibles que les adultes. Cependant, l'ammoniac est très tributaire du type d'essai et d'espèce, puisque c'est une substance labile qui ne reste généralement pas en concentration constante pendant la durée des essais de toxicité. L'ammoniac n'est habituellement pas pris en compte dans les essais de toxicité des sols.

Les références pour les essais aquatiques incluent : Ankley *et autres*, (1995; *H. azteca*); Kohn *et autres* (1994; amphipodes marins); Dillon *et autres* (1993; *N. arenaceodentata*); McDonald (2005; *M. galloprovincialis*; huîtres); Schubauer-Berigan *et autres* (1995; *L. variegatus*, *C. tentans*); Nebecker et Schuytema (2000; amphibiens, *P. promelas*); Schubauer-Berigan et Ankley (1991; *C. dubia*, *L. variegatus*); Boardman *et autres* (2004; *M. menidia*, *C. variegatus*; *M. bahia*, *P. pugio*; *M. mercenaria*); Phillips *et autres* (2005; *H. rufescens*, *H. costata*; *A. affinis*, *M. galloprovincialis*; *M. pyrifera*); Borgmann (1994); Borgmann et Borgmann (1997).

### **2.2.2. Sulfures**

Word *et autres* (2005) présentent une introduction aux effets confusionnels des sulfures dans les sédiments. Pour des informations additionnelles, consulter Knesovich *et autres* (1994; espèces multiples); Dillon *et autres* (1993; *N. arenaceodentata*); Broderius *et autres* (1977; *P. promelas*); Kuester *et autres* (2005; *D. magna*); Losso *et autres* (2007; *P. lividus*, *C. gigas*); Oseid et Smith (1975; *H. limbata*). Le sulfure n'est habituellement pas pris en compte dans les essais de toxicité des sols.

### **2.2.3. Substrat (granulométrie, COT)**

La granulométrie est importante pour sélectionner des espèces à soumettre à des essais de toxicité de sédiments entiers. La documentation pertinente comprend : Environnement Canada (1998b; amphipodes marins et estuariens); Suedel et Rogers (1994; *H. azteca*, *C. tentans*); Sibley *et autres* (1998; *C. tentans*); Ankley *et autres* (1994 : *H. azteca*, *C. tentans*, *L. variegatus*); Ringwood *et autres* (1997; Microtox<sup>TM</sup>); Tay *et autres* (1998; Microtox<sup>TM</sup>). Des échantillons présentant une forte teneur en argile ou en limon peuvent également constituer un facteur dans les essais qui comportent des sédiments en suspension pour les espèces larvaires (van den Hurk; 1994; *C. gigas*) ou pour les espèces qui nécessitent une pénétration adéquate de la lumière comme l'algue géante (Devinney et Voise, 1978). Les sédiments qui sont enrichis de débris ligneux ou organiquement enrichis par des eaux usées ou encore d'autres sources d'eutrophisation peuvent ne pas convenir à certaines espèces envisagées pour les essais. Dans le même ordre d'idée, une faible teneur en carbone organique peut être un facteur dans le cas des essais de toxicité de sédiments entiers sur des espèces qui se nourrissent pendant l'exposition expérimentale. Par exemple, Suedel et Rogers (1994) ont trouvé que *C. tentans* avait un faible taux de survie dans les échantillons dont la teneur en matières organiques était de 0,9% ou moins, car les organismes étaient incapables de trouver suffisamment de matériau pour bâtir leur enveloppe larvaire. La documentation pertinente inclut : Suedel et Rogers (1994; *H. azteca*, *C. tentans*); Ankley *et autres* (1994; *H. azteca*, *C. tentans*, *L. variegatus*). Word *et autres* (2005) présentent un résumé utile sur les facteurs confusionnels pour les essais de toxicité des sédiments, dont des caractéristiques chimiques persistantes telles que la quantité et la qualité du carbone organique.

Cote du facteur : (+) des renseignements toxicologiques sont de façon générale disponibles; (-) on sait que des renseignements toxicologiques sont absents; (vide) si l'information n'est pas connue; (S) on sait que l'espèce est sensible au paramètre par rapport à d'autres espèces évaluées; (T) on sait que l'espèce est tolérante à une grande plage du paramètre.

#### **2.2.4. Salinité et dureté**

Les organismes d'eau douce ont souvent besoin d'une dureté semblable à celle des systèmes naturels; une eau extrêmement douce ou dure peut provoquer un stress chez l'organisme. La dureté de l'eau devrait être prise en considération au moment de concevoir les études en incluant des échantillons de référence appropriés; il est possible d'ajuster la dureté de l'échantillon, mais cela peut modifier la biodisponibilité des contaminants. Des problèmes semblables existent pour les organismes marins et la salinité. La plupart des essais marins sont réalisés à une salinité standard d'environ 2,8 % et il est souvent nécessaire d'ajuster la salinité de l'échantillon. On peut le faire en ajoutant une saumure hypersaline préparée à partir d'eau de mer ou en ajoutant des sels de mer. Le choix du type d'amendement varie selon le laboratoire; les deux méthodes sont acceptables à condition que la performance d'un témoin négatif puisse être maintenue. De nombreux organismes, en particulier ceux provenant de milieux estuariens, peuvent s'acclimater à différentes salinités au fil du temps, en fonction des besoins de l'étude.

Cote du facteur : (+) des renseignements toxicologiques sont de façon générale disponibles; (-) il est connu que des renseignements toxicologiques sont absents; (vide) si l'information n'est pas connue; (S) on sait que l'espèce est sensible au paramètre par rapport à d'autres espèces évaluées; (T) on sait que l'espèce est tolérante à une grande plage du paramètre.

### **2.3. Facteurs touchant la logistique et la planification**

Les facteurs inclus dans cette catégorie ont trait aux aspects pratiques de l'essai. Étant donné que les évaluations du risque sont en général réalisées en tenant compte de contraintes financières et d'échéanciers, les facteurs liés à la logistique et au coût peuvent influer de façon importante sur la faisabilité d'essais particuliers.

#### **2.3.1. Tolérance à la manipulation en laboratoire**

Le transport des organismes et la manipulation en laboratoire peuvent constituer une source de stress importante pour certaines espèces. Même si les protocoles d'essai exigent que les organismes soient acclimatés aux conditions en laboratoire avant l'essai et qu'ils donnent des directives sur les techniques appropriées de manipulation, des efforts supplémentaires seront requis pour les espèces qui sont très sensibles au stress lié au prélèvement et à la manipulation, afin d'assurer des données de grande qualité. Certains organismes peuvent être cultivés à l'interne, ce qui élimine l'incertitude attribuable au transport. Toutefois, le maintien de cultures robustes d'organismes constitue un défi pour certaines espèces. Même si des essais avec témoin négatif permettront de recenser les principaux artefacts d'essai attribuables aux organismes stressés, la perte possible d'information essentielle sur l'essai ou les coûts pour effectuer de nouveaux essais peuvent constituer un facteur limitatif important.

Cote du facteur : (+) on sait qu'il est relativement tolérant au stress lié à la manipulation et à la culture; (-) on sait qu'il est relativement sensible au stress lié à la manipulation et à la culture; (vide) si l'information n'est pas connue.

### **2.3.2. Source de l'organisme**

Maintenir des cultures fiables ou obtenir des organismes prélevés sur le terrain est l'une des plus importantes contraintes pour la sélection des essais de toxicité. Les essais de toxicité qui utilisent des espèces sans une source fiable exigent des efforts considérables et ne sont pas régulièrement inclus dans les évaluations du risque écotoxicologique malgré les avantages possibles pour ce qui est de la sensibilité de l'organisme ou de sa convenance pour les groupes récepteurs. De plus, il peut s'avérer nécessaire d'utiliser la même souche d'organismes si l'on envisage de réaliser des essais comparatifs entre différents traitements.

Cote du facteur : (+) des sources fiables d'organismes sont disponibles, qu'il s'agisse de cultures à l'interne ou de cultures commerciales, ou d'endroits appropriés pour le prélèvement sur le terrain; (vide) si l'information n'est pas connue.

### **2.3.3. Disponibilité saisonnière**

Ce ne sont pas tous les organismes qui sont disponibles à longueur d'année. La disponibilité des organismes peut constituer une contrainte importante dans la conception et la réalisation, dans les délais prescrits, des programmes d'évaluation du risque et de suivi de la toxicité. Pour certaines espèces (en particulier les mollusques et les crustacés, mais aussi certaines espèces de poisson), le stade de reproduction ou de fraie des organismes est un facteur limitatif important dans la sélection d'une espèce d'essai. Les organismes prélevés sur le terrain qui sont normalement disponibles à longueur d'année peuvent aussi, par période, être affectés par des conditions climatiques extrêmes sur les lieux de leur prélèvement (p. ex., températures élevées, tempêtes), ce qui en réduit temporairement la disponibilité.

Cote du facteur : (+) généralement disponible à longueur d'année (ou presque à longueur d'année); (-) des contraintes saisonnières sont connues; (vide) si l'information n'est pas connue.

### **2.3.4. Volumes d'échantillons**

Les considérations liées au prélèvement et au transport des échantillons sont tributaires de la quantité d'échantillons requis. Le volume des milieux d'exposition nécessaires pour chaque essai varie beaucoup d'un essai à l'autre. Certains essais en colonne d'eau comprennent le prélèvement d'échantillons de renouvellement supplémentaires lors de l'exposition expérimentale. Ces volumes peuvent être prohibitifs, en particulier dans le cas des essais sur des poissons. Par exemple, un essai au stade de vie précoce (7 jours) avec une truite arc-en-ciel peut nécessiter jusqu'à 140 L d'eau en tout (y compris les renouvellements), ce qui fait que l'essai n'est pas réalisable pour les échantillons des suintements dont les débits de rejet sont faibles. Les échantillons de sédiments pour les tests de sédiments entiers ont tendance à être moins susceptibles à ces contraintes. Toutefois, les méthodes d'échantillonnage de l'eau interstitielle exigent des volumes comparables aux essais des eaux sus-jacentes et l'efficacité de l'extraction de sédiments en vrac est faible pour de nombreux types de sédiments.

Cote du facteur : (+) les volumes d'échantillons ne posent généralement pas une contrainte importante sur les programmes d'échantillonnage; (-) les volumes d'échantillons peuvent présenter une contrainte importante sur les programmes d'échantillonnage; (vide) si l'information n'est pas connue.

### **2.3.5. Disponibilité des méthodes (standards)**

Les essais de toxicité peuvent être réalisés avec pratiquement n'importe quels espèces et paramètres toxicologiques dans le cadre d'un programme de recherche. Toutefois, le poids (degré de confiance) attribué à un paramètre d'essai est partiellement fonction de son utilisation antérieure pour des applications semblables. Le présent module d'orientation met l'accent sur des paramètres et des espèces envisagées pour les essais normalisés qui sont documentés dans des protocoles largement disponibles en Amérique du Nord. Pour être publiées comme méthodes d'Environnement Canada, de l'US EPA ou de l'ASTM, les méthodes dites « normalisées » comportent des protocoles qui ont fait l'objet de tests rigoureux. On privilégiera ces essais normalisés, compte tenu des critères d'acceptabilité des témoins et des normes d'assurance de la qualité.

Ce ne sont pas toutes les espèces et tous les paramètres d'essai décrits dans les documents de protocole qui sont facilement disponibles dans des laboratoires toxicologiques commerciaux ou gouvernementaux, et seulement un sous-ensemble d'essais est régulièrement offert par la plupart des installations.

Cote du facteur : (++) l'essai est offert couramment par la plupart des laboratoires; (+) l'essai peut comporter une disponibilité limitée ou nécessiter un effort spécialisé pour l'effectuer; (-) l'essai est peu disponible, voire pas du tout.

### **2.3.6. Coût**

Le coût est un facteur limitatif dans un grand nombre d'études d'évaluation des sédiments et les coûts des essais de toxicité sont en général proportionnels à l'effort requis pour contrôler les conditions de l'essai, au temps de montage et de démontage, ainsi qu'aux coûts pour obtenir ou maintenir des cultures d'organismes. Comme les coûts varient selon les laboratoires, et certains peuvent offrir des rabais pour des nombres élevés d'échantillons, ces affectations de coûts ont un caractère plus relatif qu'absolu. Les essais présentant des coûts moindres par échantillon se prêtent davantage à la méthode de la batterie d'essais de toxicité. Le recours à des essais suffisamment sensibles et qui sont aussi relativement peu dispendieux peut faciliter une caractérisation spatiale améliorée dans la conception de l'étude. Le coût accru des essais de toxicité chronique doit être pris en considération par rapport au degré de réduction de l'incertitude permis par l'essai. Le California State Water Resources Control Board (2005) a établi que pour les paramètres de survie et de croissance, l'essai de toxicité sur 28 jours du *Leptocheirus* était en réalité d'une sensibilité égale ou inférieure (en moyenne) par rapport à la version de 10 jours de l'essai. Pour ce qui est des essais de toxicité, une durée plus longue n'est pas nécessairement meilleure, en particulier si les essais de toxicité chronique entraînent une représentation réduite des types d'alimentation et des espèces évaluées (en raison des conséquences au niveau du coût).

Cote du facteur : (\$) les coûts sont habituellement inférieurs à 500 \$/échantillon; (\$\$) les coûts varient entre 500 et 1 000 \$/échantillon; (\$ \$\$) les coûts varient entre 1 000 et 1 750 \$/échantillon; (\$\$\$\$) les coûts dépassent habituellement 1 750 \$/échantillon.

### **3. CONSIDÉRATIONS PAR RAPPORT AUX ESSAIS SPÉCIALISÉS**

#### ***3.1. Adaptation des protocoles***

Même si certaines exigences des protocoles sont jugées inaltérables, d'autres aspects procéduraux des essais sont plus souples et permettent de les adapter aux besoins précis du projet. Par exemple :

- Eau de dilution – Les essais de toxicité peuvent être réalisés avec de l'eau provenant du site pour la dilution au lieu d'eau de laboratoire, de façon à se rapprocher des facteurs propres au site.
- Culture sur place – Si on prend pour hypothèse que les organismes cultivés sont plus sensibles que les organismes sur le terrain (c.-à-d. manque de réaction adaptative aux concentrations de substances non anthropiques du milieu naturel), la culture sur place dans des conditions naturelles peut être un substitut.
- Propriétés des échantillons – Le prélèvement, le transport, le stockage et la manipulation des échantillons avant et pendant un essai peuvent altérer les propriétés de l'échantillon qui ont une incidence sur la biodisponibilité des contaminants (p. ex., oxydation d'un échantillon anoxique, mélange de la stratification à microéchelle des sédiments lors de l'homogénéisation). Dans ces cas, l'analyse d'échantillons intacts de carottes de sédiments peut donner une représentation de l'exposition qui est plus réaliste au plan environnemental.
- Ajustement de la saumure – Lorsque l'évaluation porte sur les répercussions potentielles d'un milieu source sur le milieu récepteur et lorsque les conditions de salinité diffèrent entre le milieu source et le milieu récepteur, l'ajustement à l'aide d'une saumure hypersaline ou de sels secs permet d'utiliser une espèce d'essai représentative du milieu récepteur. Des témoins doubles sont nécessaires dans ces cas pour évaluer l'effet confusionnel potentiel de l'ajustement de la saumure.
- Eau reconstituée (de dilution artificielle) – Dans les cas où l'eau de dilution naturelle n'est pas disponible, il est possible de créer des eaux d'essai pour lesquelles la composition en ions peut être ajustée afin d'imiter l'eau naturelle du site tout en étant exempte de contaminants (p. ex., Borgman, 1996). L'eau reconstituée peut prendre en compte les différences physicochimiques entre les témoins négatifs et les échantillons d'essai, mais elle possède ses incertitudes associées.
- Modification du protocole – Certains essais se prêtent à des changements dans la durée de l'essai (p. ex., temps de sédimentation dans un essai de remise en suspension), les paramètres (p. ex., paramètres de reproduction facultatifs pour certains essais, comme l'essai de sédiments avec la mysis) ou les milieux d'exposition (p. ex., inclusion de solides à la base d'un contenant pour essai en colonne d'eau).

Toutes les modifications devraient être abordées avec les organismes de réglementation et l'équipe du soutien expert du PASCF afin d'assurer l'acceptabilité des modifications et des résultats de ces essais modifiés.

### **3.2. *Essais in situ***

Les essais *in situ* simulent une exposition continue aux milieux évalués dans des conditions environnementales réelles comme la température, la salinité, les éléments nutritifs, le débit et l'insolation (p. ex., lumière ultraviolette) et tiennent aussi compte des stresseurs variant dans le temps comme ceux qui sont associés aux inondations ou aux marées. Dans des essais *in situ*, on évalue directement les voies d'exposition pertinentes pour un organisme (comme les sédiments, les eaux interstitielles et les eaux sus-jacentes pour un invertébré épigé). Par conséquent, les données provenant d'essais *in situ* peuvent donner une évaluation plus réaliste des réactions sur le terrain par rapport aux données provenant d'essais en laboratoire. Anderson *et autres* (2004) font également remarquer que la « pratique courante d'homogénéisation et de tamisage des sédiments peut aussi soumettre les animaux, lors d'expositions en laboratoire, à des artefacts de déséquilibre chimique ». Toutefois, il y a des désavantages pour les essais *in situ*, en particulier pour ce qui est du manque de contrôle sur les conditions dans lesquelles un essai *in situ* se déroule. Les fluctuations des conditions d'essai provoquées par les tempêtes, les sécheresses, les inondations ou les conditions atypiques peuvent poser problème, et les aspects logistiques sont plus difficiles sur le terrain par rapport à un milieu contrôlé en laboratoire. Auparavant, les essais *in situ* étaient le plus souvent réalisés dans des milieux d'eau douce et mettaient l'accent sur les invertébrés *Hyalella azteca* et *Chironomus dilutus* (Chappie et Burton, 1997). Toutefois, les méthodes marines ou estuariennes ont progressé au-delà des études sur des poissons ou des moules en cage et comportent maintenant des essais validés à l'aide d'amphipodes comme *Eohaustorius* spp. (Anderson *et autres*, 2004)

L'évaluation détaillée des méthodes *in situ* ne relève pas du présent module d'orientation. En général, on devrait tenir compte de la pertinence des paramètres *in situ* au moment de la formulation du problème, afin de valider les avantages et les désavantages de la méthode. Les espèces et les paramètres peuvent être choisis à l'aide d'une procédure semblable à celle décrite pour les essais normalisés en laboratoire.

### **3.3. *Évaluation de l'identification de la toxicité***

Les évaluations de l'identification de la toxicité (ÉIT) consistent en des essais de toxicité côté à côté à l'aide d'échantillons manipulés et non manipulés. Les manipulations (chimiques ou physiques) sont choisies pour cibler des toxiques ou des groupes de toxiques précis dont on connaît ou soupçonne la présence dans un échantillon. Les différences dans la toxicité entre des échantillons manipulés et non manipulés permettent de corroborer les inférences au sujet des composés chimiques ou des facteurs liés à l'échantillon qui contribuent à la toxicité initiale.

Les ÉIT évaluent directement les rapports de cause à effet. On peut employer les ÉIT pour déterminer l'influence relative des effets liés à des facteurs physiques par rapport à des facteurs chimiques. En évaluant la contribution relative de différents produits chimiques, la caractérisation du risque permet de mieux orienter la planification appropriée de la gestion du risque. Les ÉIT sont particulièrement utiles pour recenser les contributions des produits chimiques secondaires (p. ex., ammoniac, sulfure, oxygène dissous) à la toxicité observée. Sur de nombreux sites, les effets sont souvent incorrectement attribués à des contaminants (p. ex., métaux, HAP) en raison d'un dépassement des recommandations pour la qualité de l'environnement. Les ÉIT abordent ce problème en indiquant le ou les groupes de contaminants les plus susceptibles d'être responsables des réactions observées. Une ÉIT bien menée accroîtra le niveau de confiance dans la conclusion

de l'étude en utilisant plusieurs sources de données (c.-à-d. traitements multiples indiquant de manière constante des relations possibles de cause à effet), ce qui réduit par conséquent le risque d'un résultat erroné.

Parmi les facteurs qui influent sur l'utilisation et le type d'ÉIT, mentionnons :

- Les ÉIT sont habituellement réalisées à la suite d'essais de toxicité normalisés, ou en même temps. Il faut minutieusement examiner la façon d'intégrer le prélèvement des échantillons à la fois pour un essai de toxicité normalisé et une ÉIT. Par exemple, des volumes d'échantillons suffisants doivent être prélevés à l'avance si on envisage une ÉIT simultanée.
- Les ÉIT sont les plus efficaces dans le cas d'échantillons qui présentent des réactions toxiques prononcées (par opposition à marginales).
- Les ÉIT sont itératives, les résultats d'un type de manipulation menant à d'autres manipulations potentielles qui devraient être examinées. La portée de l'ÉIT ne peut souvent pas être prévue, même s'il devrait y avoir une discussion concernant le niveau souhaité d'identification (large type de contaminant, classe, élément, spéciation). L'approche progressive, même si elle est efficace sur le plan des coûts, peut causer des problèmes sur le plan pratique parce que les gestionnaires des sites ont souvent besoin de certitude en début de projet pour ce qui est du coût et des échéanciers.
- L'ÉIT peut devoir prendre en considération un vaste éventail de contaminants potentiels, car des contaminants non réglementés ou des facteurs physiques peuvent aussi contribuer à la toxicité.
- Dans les ÉIT, on doit souvent s'appuyer fortement sur un jugement professionnel pour interpréter les multiples sources de données. Les manipulations physiques et chimiques d'échantillons peuvent provoquer des interactions complexes dans la biodisponibilité de différents constituants de l'échantillon. Par exemple, la purge de sédiments afin de réduire l'influence de composants volatils peut avoir l'effet secondaire d'accroître la biodisponibilité des métaux. L'investigateur qui réalise l'ÉIT doit être conscient de l'influence des différentes manipulations. L'interprétation peut être complexe lorsque de multiples stresseurs préoccupants sont présents.
- Les ÉIT sont très facilement réalisables sur des échantillons aqueux et, pour cette raison, les évaluations de sédiments comportent souvent des ÉIT de l'eau interstitielle extraite de sédiments. L'investigateur doit être conscient des conséquences physicochimiques du traitement de sédiments pour obtenir l'eau interstitielle, et il doit aussi comprendre la pertinence écologique des essais de toxicité de l'eau interstitielle pour les récepteurs préoccupants. Par ailleurs, si on réalise une ÉIT du sol ou de sédiments, on doit tenir compte des limites et des incertitudes techniques de la méthode.

On ne recommande habituellement pas de recourir à des ÉIT pour les évaluations préalables ou préliminaires, et on doit les réaliser dans un nombre restreint de sites. En conséquence, il faudrait mettre l'accent sur des protocoles normalisés, à moins que la stratégie d'étude propre au site (et les conclusions associées à l'énoncé du problème) ne suggère la nécessité d'adapter le programme pour tenir compte d'un besoin potentiel d'ÉIT.

## Annexe B – Références pour les essais de toxicité

### 1. RÉFÉRENCES POUR LES PROTOCOLES DES ESSAIS DE TOXICITÉ

- Allchin, D. 2001. Error Types. *Perspectives on Science* 9(1):38-58.
- ASTM International. 2006. Standard Guide for Conducting Acute Toxicity Tests on Test Materials with Fishes, Macroinvertebrates, and Amphibians. Méthode E729-96 (réapprouvée en 2002). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard Guide for Behavioural Testing in Aquatic Toxicology. Méthode E1604-94 (réapprouvée en 2002). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard Test Method for Measuring the Toxicity of Sediment-Associated Contaminants with Estuarine and Marine Invertebrates. Méthode E1367-03. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard Guide for Conducting In-situ Field Bioassays with Caged Bivalves. Méthode E2122-02. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard guide for conducting static acute toxicity tests starting with embryos of four species of saltwater bivalve molluscs. Méthode E724-98 (réapprouvée en 2004). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard guide for conducting *Daphnia magna* life-cycle toxicity tests. Méthode E1193-97 (réapprouvée en 2004). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard guide for conducting static toxicity tests with microalgae. Méthode E1218-04. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard guide for conducting the frog embryo teratogenesis assay - *Xenopus*. Méthode E1439-98 (réapprouvée en 2004). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- ASTM International. 2006. Standard guide for acute toxicity test with the rotifer *Brachionus*. Méthode E1440-91 (réapprouvée en 2004). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards*,

*Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2006. Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos. Méthode E1563-98 (réapprouvée en 2004). Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2006. Standard guide for conducting sediment toxicity tests with polychaetous annelids. Méthode E1611-00. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2006. Standard test methods for measuring the toxicity of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Méthode E1706-05. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2006. Standard guide for conducting renewal phytotoxicity tests with freshwater emergent macrophytes. Méthode E1841-04. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2006. Standard guide for conducting laboratory soil toxicity or bioaccumulation tests with the lumbricid earthworm *Eisenia fetida* and the enchytraeid potworm *Enchytraeus albidus*. Méthode E1676-04. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2006. Standard guide for conducting laboratory toxicity tests with freshwater mussels. Méthode E2455-06. Dans: *2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ASTM International. 2008. Standard guide for conducting whole sediment toxicity tests with amphibians. Méthode E2591-07. Dans: *2008 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology*, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.

Burgess, R.M. and G.E. Morrison. 1994. A short-exposure, sublethal, sediment toxicity test using the marine bivalve *Mulinia lateralis*: statistical design and comparative sensitivity. *Environ. Toxicol. Contam.* 13:571-580.

Dekker, T., G.D. Greve, T.L. Ter Laak, M.E. Boivin, B. Veugel, G. Gortzak, S. Dumfries, S.M.G. Lucker, M.H.S. Kraak, W. Admiraal et H.G. van der Geest. 2006. Development and application of a sediment toxicity test using the benthic cladoceran *Chydorus sphaericus*. *Environ. Pollut.* 140:231-238.

Dillon, T.M., D.W. Moore et A.B. Gibson. 1993. Development of a chronic sublethal bioassay for evaluating contaminated sediment with the marine polychaete worm *Nereis (Neanthes) arenaceodentata*. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:589-605.

- Environnement Canada. 1990a. *Méthode d'essai biologique: essai de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/9, juillet 1990. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont. Amendé en mai 1996 et mai 2007.
- Environnement Canada. 1990b. *Méthode d'essai biologique: essai de létalité aiguë sur Daphnia spp.* Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/11, juillet 1990. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont. Amendé en mai 1996.
- Environnement Canada. 1990c. *Méthode d'essai biologique: essai de létalité aiguë sur l'épinoche à trois épines*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/10, juillet 1990. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont. Amendé en mars 2000.
- Environnement Canada. 1992a. *Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/22, février 1992. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont. Amendé en novembre 1997.
- Environnement Canada. 1992b. *Méthode d'essai biologique : essai sur la fécondation chez les échinides (oursins verts et oursins plats)*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/27, décembre 1992. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont. Amendé en novembre 1997.
- Environnement Canada. 1992c. *Méthode d'essai biologique : essai de toxicité aiguë de sédiments chez des amphipodes marins ou estuariens*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/26, décembre 1992. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont. Amendé en octobre 1998.
- Environnement Canada. 1992d. *Méthode d'essai biologique: essai de toxicité sur la bactérie luminescente*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/24, novembre 1992. Environnement Canada, Conservation et protection, Ottawa, Ont.
- Environnement Canada. 1997a. *Méthode d'essai biologique: essai de survie et de croissance de l'amphipode dulcicole *Hyalella azteca* dans les sédiments*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/33, décembre 1997. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.
- Environnement Canada. 1997b. *Méthode d'essai biologique: essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes (*Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius*) dans les sédiments*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/32, décembre 1997. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.
- Environnement Canada. 1998a. *Méthode d'essai biologique: essais toxicologiques sur des salmonidés (truite arc-en-ciel) aux premiers stades de leur cycle biologique*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/28, deuxième édition – juillet 1998. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.
- Environnement Canada. 1998b. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'un sédiment pour des amphipodes marins ou estuariens*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/35, décembre 1998.

Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2000a. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez la truite arc-en-ciel*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/13, deuxième édition - décembre 1998.

Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont. Amendé en mai 2007.

Environnement Canada. 2000b. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aiguë d'effluents chez Daphnia magna*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/14, deuxième édition - décembre 2000. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2001. *Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des vers polychètes spionides (Polydora cornuta) dans les sédiments*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/41, décembre 2001. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2002. *Méthode d'essai biologique : méthode de référence servant à déterminer la toxicité des sédiments à l'aide d'une bactérie luminescente dans un essai en phase solide*. Rapport SPE 1/RM/42, avril 2002. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2004. *Méthode d'essai biologique : essais pour déterminer la toxicité des sols contaminés pour les vers de terre (Eisenia andrei, Eisenia fetida ou Lumbricus terrestris)*. Rapport SPE 1/RM/43, juin 2004. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2005. *Méthode d'essai biologique : essai de mesure de la levée de la croissance de plantes terrestres exposées à des contaminants dans le sol*. Rapport SPE 1/RM/45, février 2005. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2007a. *Méthode d'essai biologique : essai de reproduction et de survie du cladocère Ceriodaphnia dubia*. Rapport SPE 1/RM/21, deuxième édition - février 2007. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2007b. *Méthode d'essai biologique: essai d'inhibition de la croissance d'une algue d'eau douce*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/25, deuxième édition - mars 2007. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada. 2007c. *Méthode d'essai biologique: essai de mesure de l'inhibition de la croissance de la plante macroscopique dulcicole Lemna minor*. Rapport SPE 1/RM/37, deuxième édition - janvier 2007. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Environnement Canada, 2007d. *Document d'orientation sur les méthodes statistiques applicables aux essais d'écotoxicité*. Rapport SPE 1/RM/46, mars 2005 avec modifications de juin 2007,

Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologie environnementale, Environnement Canada.

Environnement Canada. 2007e. *Méthode d'essai biologique: Essai de mesure de la survie et de la croissance de collemboles exposés à des contaminants dans le sol.* Rapport SPE 1/RM/47, septembre 2007. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

Ingersoll, C.G., D.D. MacDonald, J.M. Besser, W.G. Brumbaugh, C.D. Ivey, N.E. Kemble, J.L. Kunz, T.W. May, N. Wang et D. Smorong. 2008. *Sediment chemistry, toxicity and bioaccumulation data report for the US Environmental Protection Agency – Department of the Interior sampling of metal-contaminated sediment in the Tri-state Mining District of Missouri, Oklahoma and Kansas.* Rapport préparé pour la US Environmental Protection Agency et le US Fish and Wildlife Service par MacDonald Environmental Sciences Ltd. et le US Geological Survey, Columbia, MO.

Nipper, M., R.S. Carr, J.M. Biedenback, R.L. Hooten et K. Miller. 2002. Toxicological and chemical assessment of ordnance compounds in marine sediments and porewaters. *Mar. Pollut. Bull.* 44:789-806.

Nipper, M.G., D.J. Greenstein et S.M. Bay. 1989. Short- and long-term sediment toxicity test methods with the amphipod *Grandidierella japonica*. *Environ. Toxicol. Chem.* 8:1191-1200.

OCDE (Organisation de coopération et de développement économique). 2007. *Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques : Essai de toxicité sur Lumbriculus dans un système eau-sédiment chargé.* Ligne directrice 225 de l'OCDE. Organisation de coopération et de développement économique, Paris, France, octobre 2007.

OCDE. 2008. *Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques : Essai de reproduction d'un acarien prédateur (Hypoaspis (Geolaelaps) aculeifer) dans le sol.* Ligne directrice 226 de l'OCDE. Organisation de coopération et de développement économique, Paris, France, octobre 2008.

OCDE. 2008. *Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques : Essai de métamorphose des amphibiens.* Ébauche des lignes directrices. 25 juin 2008.

OMOE (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1992. *Laboratory sediment biological testing protocol.* Ministère de l'environnement de l'Ontario, PIBS 2067E. Section des ressources hydriques, Toronto, Ont., août 1992.

PSEP (Puget Sound Estuary Program). 1995. *Recommended guidelines for conducting laboratory bioassays on Puget Sound sediments.* Préparé pour la US Environmental Protection Agency, Région 10, Seattle, WA. Rapport final, juillet 1995. 85 pages.

Samoiloff, M. 1990. The nematode toxicity assay using *Panagrellus redivivus*. *Toxicity Assessment* 5:309-318.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1994. *Methods for assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods.* US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Narragansett, RI. EPA/600/R-94/025. Juin 1994.

- USEPA. 1995. *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms*. US Environmental Protection Agency, National Exposure Research Laboratory, Cincinnati, OH. EPA/600/R-95-136. Août 1995.
- USEPA. 2000. *Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates*. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Duluth, MN. EPA/600/R-99/064. Mars 2000.
- USEPA. 2001. *Methods for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment-associated contaminants with the amphipod Leptocheirus plumulosus*. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Newport, OR. EPA/600/R-01/020. 104 pages.
- USEPA. 2002a. *Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms - 5ième édition*. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA-821-R-02-012. Octobre 2002.
- USEPA. 2002b. *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to freshwater organisms, Fourth Edition*. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA-821-R-02-013. Octobre 2002.
- USEPA. 2002c. *Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to marine and estuarine organisms. Third Edition*. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. EPA-821-R-02-014. Octobre 2002.
- USEPA. 2009. Statistical Primer. Authored by Leska Fore (Statistical Design, Seattle WA) under contract to US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC. Last updated on 10 July 2009. (<http://www.epa.gov/bioiweb1/statprimer/power.html>)
- USEPA/USACE (USEPA/US Army Corps of Engineers). 1998. *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the U.S. - testing manual*. Inland Testing Manual. EPA-823-B-98-004. US Environmental Protection Agency, Office of Marine and Estuarine Protection, Washington, DC et US Army Corps of Engineers, Washington, DC., février 1998.
- WDOE (Washington State Department of Ecology). 1996a. *Earthworm bioassay protocol for soil toxicity screening*. Publication No. 96-327. Washington State Department of Ecology, Olympia, WA., juin 1996. (<http://www.ecy.wa.gov/pubs/96327.pdf>)
- WDOE. 1996b. *Early seedling growth protocol for soil toxicity screening*. Publication No. 96-324. Washington State Department of Ecology, Olympia, WA., juin 1996. (<http://www.ecy.wa.gov/pubs/96324.pdf>)
- WDOE. 2004. *Nematode bioassay protocol for soil toxicity screening*. Publication No. 04-09-044. Washington State Department of Ecology, Olympia, WA., août 2004. (<http://www.ecy.wa.gov/pubs/0409044.pdf>)

## 2. RÉFÉRENCES TECHNIQUES

- Accord Canada-Ontario (ACO). 2008. *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*. Préparé par Peter Chapman (Golder Associés Ltée.) avec le Groupe de travail sur les sédiments de l'ACO au nom d'Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario dans le cadre de l'Accord Canada-Ontario. ([http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2010/ec/En164-14-2007-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En164-14-2007-fra.pdf))
- Anderson B.S., J.W. Hunt, B.M. Phillips, S. Tudor, F. Fairey, J. Newman, M. Puckett, M. Stephenson, E.R. Long, et R.A. Tjeerdema. 1998. Comparison of marine sediment toxicity test protocols for the amphipod *Rhepoxynius abronius* and the polychaete worm *Nereis (Neanthes) arenaceodentata*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:859-866.
- Anderson, B.S., J.W. Hunt, B.M. Phillips, R. Fairey, H.M. Puckett, M. Stephenson, K. Taberski, J. Newman et R.S. Tjeerdema. 2001. Influence of sample manipulation on contaminant flux and toxicity at the sediment-water interface. *Mar. Environ. Res.* 51:198-211.
- Anderson, B.S., J. W. Hunt, B.M. Phillips, P.A. Nicely, R.S. Tjeerdema et M. Martin. 2004. A Comparison of *In Situ* and Laboratory Toxicity Tests with the Estuarine Amphipod *Eohaustorius estuararius*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46:52–60.
- Anderson-Carnahan, L., S. Foster, M. Thomas, W. Korth, et K.H. Bowmer. 1995. Selection of a suitable cladoceran species for toxicity testing in turbid waters. *Austral Ecology* 20(1):28-33.
- Ankley, G.T., D.A. Benoit, J.C. Balogh, T.B. Reynoldson, K.E. Day, et R.A. Hoke. 1994. Evaluation of potential confounding factors in sediment toxicity tests with three freshwater benthic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(4):627-635.
- Ankley, G.T., M.K. Schubauer-Berigan, et P.D. Monson. 1995. Influence of pH and hardness on the toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella azteca*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2078-2083.
- API (American Petroleum Institute). 1994. *Evaluation of Sediment Toxicity Tests for Biomonitoring Programs*. Publication API 4608, American Petroleum Institute, 1<sup>er</sup> janvier 1994.
- ASTM (American Society for Testing and Materials) International. 2006. *Standard Guide for Selection of Resident Species as Test Organisms for Aquatic and Sediment Toxicity Tests*. Méthode E1850 - 04. Dans: 2006 Annual Book of ASTM Standards, Biological Effects and Environmental Fate; Biotechnology, Volume 11.06. ASTM International, West Conshohocken, PA.
- Baird, D.J. et P.J. Van den Brink. 2007. Using biological traits to predict species sensitivity to toxic substances. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67(2):296-301.
- Bay, S., D. Greenstein et D. Young. 2007. *Evaluation of Methods for Measuring Sediment Toxicity in California Bays and Estuaries*. Southern California Coastal Water Research Project, Costa Mesa, CA., mars 2007. Rapport technique 503. (<http://www.sccwrp.org>)
- Boardman, G.D., S.M. Starbuck, D.B. Hudgins, X. Li, et D.D. Kuhn. 2004. Toxicity of ammonia to three marine fish and three marine invertebrates. *Environ. Toxicol.* 19:134-142.

- Borgman, U. 1994. Chronic toxicity of ammonia to the amphipod *Hyalella azteca*; Importance of ammonium ion and water hardness. *Environmental Pollution* 86: 329-335.
- Borgmann, U, 1996. Systematic analysis of aqueous ion requirements of *Hyalella azteca*: *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 30:356-363.
- Borgmann, U. et A.I. Borgmann. 1997. Control of ammonia toxicity to *Hyalella azteca* by sodium, potassium and pH. *Envrionmental Pollution* 95(3):325-331.
- Broderius, S.J., L.L. Smith Jr, et D.T. Lind. 1977. Relative toxicity of free cyanide and dissolved sulfide forms to the fathead minnow *Pimephales promelas*. *J. Fish. Res. Board Canada* 34:2323-2332.
- Burgess, R.M., K.A. Schweitzer, R.A. McKinney et D.K. Phelps. 1993. Contaminated marine sediments: water column and interstitial toxic effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:127-138.
- California State Water Resources Control Board. 2005. *Sediment Quality Objectives for California Enclosed Bays and Estuaries – Development of Toxicity Indicators*. Bay Protection and Toxic Cleanup Program, Presentation to Scientific Steering Committee Meeting, 26 Juillet 2005.
- Campiche, S. 2009. Alternatives to Classical Reproduction and Mortality Tests to Assess the Effects of Toxic Substances on Soil Organisms. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology and École Polytechnique Fédérale de Lausanne. May 2, 2009. ([http://www.soil.ch/doku/verein\\_jt09\\_campiche\\_soil\\_ecotoxicologie.pdf](http://www.soil.ch/doku/verein_jt09_campiche_soil_ecotoxicologie.pdf))
- Carr, R.S., M. Nipper, W.J. Adams, W.J. Berry, G.A. Burton Jr, K. Ho, D. MacDonald, R. Scroggins, et P.V. Winger. 2001. *Summary of a SETAC Technical Workshop: Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations with a Review of Methods and Applications, and Recommendations for Future Areas of Research*. Summary of the SETAC Workshop on Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations with a Review of Methods and Applications, and Recommendations for Future Areas of Research; 18–22 mars 2000; Pensacola, FL. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Pensacola, FL. 38 pages. (<http://www.setac.org/htdocs/files/PWSummary.pdf>)
- Carr, R.S. et M. Nipper (eds). 2003. *Porewater Toxicity Testing: Biological, Chemical, and Ecological Considerations*. SETAC Press, Pensacola, FL. 346 pages.
- Carr, R.S., M. Nipper, W.J. Adams, W.J. Berry, G.A. Burton Jr., K. Ho, D. MacDonald, R. Scroggins et P.V. Winger. 2001. *Summary of a SETAC technical workshop: Porewater toxicity testing: biological, chemical, and ecological considerations with a review of methods and applications, and recommendations for future areas of research*. Summary of the SETAC Workshop on Porewater Toxicity Testing, 18-22 mars, 2000, Pensacola, FL, É.-U.
- CCPA (Conseil canadien de protection des animaux). 2008. Statistiques annuelles sur l'utilisation des animaux. Janvier 2004. ([www.ccac.ca](http://www.ccac.ca))
- CCME (Conseil Canadien des ministres de l'environnement). 1993a. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés - Volume I: Rapport principal*. Rapport CCME EPC-NCS62F. CCME, Winnipeg. Décembre 1993.

- CCME. 1993b. *Guide pour l'échantillonnage, l'analyse des échantillons et la gestion des données des lieux contaminés - Volume II: Sommaires des méthodes d'analyse*. Rapport CCME EPC-NCS66F. CCME, Winnipeg. Décembre 1993.
- CCME. 1996. *Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale*. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg.
- CCME. 1997. *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique : annexes techniques*. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg.
- Chapman, P.M., R.S. Cardwell, et P.F. Chapman. 1996. A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:77-79.
- Chapman, P.M. 2000. The Sediment Quality Triad: then, now and tomorrow. *International Journal of Environment and Pollution*. 13:351-356.
- Chapman, P.M., F. Wang, J.D. Germano, et G. Batley. 2002a. Pore water testing and analysis: the good, the bad and the ugly. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 359-366.
- Chapman, P.M., B.G. McDonald, et G.S. Lawrence. 2002b. Weight-of-Evidence Issues and Frameworks for Sediment Quality (And Other) Assessments. *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7):1489 – 1515.
- Chappie, D.J. et G.A. Burton, Jr. 1997. Optimization of in situ bioassays with *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans*. *Environ. Toxicol. Chem.* 16:559-564.
- Chappie, D.J. et G.A. Burton Jr. 2000. Application of aquatic and sediment toxicity testing *in situ*. *Soil Sed. Contam.* 9:219-245.
- Devinnny, J.S. et L.A. Volse. 1978. Effects of sediments on the development of *Macrocytis pyrifera* gametophytes. *Marine Biology* 48:343-348.
- Dillon, T.M., D.W. Moore et A.B. Gibson. 1993. Development of a chronic sublethal bioassay for evaluating contaminated sediment with the marine polychaete worm *Nereis (Neanthes) arenaceodentata*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12:589-605.
- Efroymson, R. et G.W. Suter II. 1999. Finding a niche for soil microbial toxicity tests in ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 5(4):635-868.
- Elphick, J., H. Bailey, K. Bergmann, et M. Liebl. 2004. Modifications to the sediment bivalve larval development test to reduce testing artifacts associated with suspended particulates. Présenté au 4<sup>e</sup> Congrès mondial du SETAC, 25<sup>e</sup> Congrès annuel en Amérique du Nord, 14-18 novembre 2004. AMEC Earth and Environmental.
- Environnement Canada. 1994. *Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physicochimique et d'essais biologiques*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/29, décembre 1994. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.
- Environnement Canada. 1999. *Guide des essais écotoxicologiques employant une seule espèce et de l'interprétation de leurs résultats*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/34, décembre 1999. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.

- Environnement Canada. 2007. *Document d'orientation sur les méthodes statistiques applicables aux essais de toxicité*. Série de la protection de l'environnement, Rapport SPE 1/RM/46, mars 2005, avec modifications de juin 2007. Environnement Canada, Section de l'application et de l'élaboration, Centre de technologie environnementale, Ottawa, Ont.
- Grapentine, L., J. Anderson, D. Boyd; G.A. Burton, C. DeBarros, G. Johnson, C. Marvin, D. Milani, S. Painter, T. Pascoe, T. Reynoldson, L. Richman, K. Solomon, et P.M. Chapman. 2002. A Decision Making Framework for Sediment Assessment Developed for the Great Lakes. *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1641 – 1655.
- Jop, K.M., A.M. Askew, et R.B. Foster. 1995. Development of a water-effect ratio for copper, cadmium, and lead for the Great Works River in Maine using *Ceriodaphnia dubia* and *Salvelinus fontinalis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54:29-35.
- Knezovich, J.P., J.A. Jelinski, S.L. Anderson et D.J. Steichen. 1994. Sulfide tolerance of four marine bioassay test species used to evaluate sediment and porewater toxicity. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57:450-457.
- Kohn, N.P., J.Q. Word, D.K. Niyogi, L.T. Ross, T. Dillon, et D.W. Moore. 1994. Acute Toxicity of Ammonia to Four Species of Marine Amphipod. *Marine Environmental Research* 38:1-15.
- Kszos, L. A., A. J. Stewart et P. A. Taylor. 1992. An evaluation of nickel toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Daphnia magna* in a contaminated stream and in laboratory tests. *Environ Toxicol. Chem.* 11:1001-1012.
- Kuester E., D. Falk, et R. Altenburger. 2005. Effects of hydrogen sulfide to *Vibrio fischeri*, *Scenedesmus vaculatus* and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2621-2629.
- Landis, W.G. et M-H Yu. 2004. *Introduction to Environmental Toxicology: Troisième Édition*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. 328 pages.
- Lock, K. et C.R. Janssen. 2002. Multi-generation toxicity of zinc, cadmium, copper and lead to the potworm *Enchytraeus albidus*. *Environ. Pollut.* 117:89-92.
- Losso, C., A.A. Novelli, M. Picone, D. Marchetto, C. Pantani, P.F. Ghetti, et A.V. Ghirandini. 2007. Potential role of sulfide and ammonia as confounding factors in elutriate toxicity bioassays with early life stages of sea urchins and bivalves. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66:252-257.
- McDonald, B.G. 2005. Comparison of porewater and elutriate bivalve larval development toxicity testing in a sediment quality triad framework. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62:383-390.
- McDonald, B.G. et P.A. Haynes. 2001. Silica sand as an artificial control sediment in a 20-day *Neanthes arenaceodentata* toxicity test. *Environ. Toxicol.* 16:172-176.
- Menzie, C.A., M. Hope Henning, J.J. Cura, K. Finkelstein, J. Gentile, J. Maughan, D. Mitchell, S. Petron, B. Potocki, S. Svirsky, et P. Tyler. 1996. Special report of the Massachusetts weight-of-evidence workgroup: A weight-of-evidence approach for evaluating ecological risks. *Human and Ecological Risk Assessment*: 2(2):277-304.

- Mineau, P., R. Balcomb, R. Bennett, S. Dobson, M. Fry, M. Jaber, A. Leopold, R. Munk, B. Ringer, A. Rispin, L. Sileo, R. Solecki et H. Thompson. 1996. *Testing for effects on reproduction. In Report of the SETAC/OECD Workshop on Avian Toxicity Testing*. Inter-Organizational Programme for the Sound Management of Chemicals, OECD Environmental Health and Safety Publications, Series on Testing and Assessment. No. 5, 44-62.
- Mineau, P., D.C. Boersma et B. Collins. 1994. An analysis of avian reproduction studies submitted for pesticide registration. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 29:304-329.
- Morgan, J.D., G.A. Vigers, D.M. Janz, A.P. Farrell et J. Manville. 1991. Acute avoidance reactions and behavioural responses of juvenile rainbow trout to Garlon 4, Garlon 3A and Vision herbicides. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:73-79.
- Muyssen, B.T.A. et C.R. Janssen. 2002a. Tolerance and acclimation to zinc of *Ceriodaphnia dubia*. *Environ. Poll.* 117:301-306.
- Muyssen, B.T.A. et C.R. Janssen. 2002b. Accumulation and regulation of zinc in *Daphnia magna*: links with homeostasis and toxicity. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43:492-496.
- Muyssen, B.T.A., C.R. Janssen et B.T.A. Bossuyt. 2002. Tolerance and acclimation to zinc of field-collected *Daphnia magna* populations. *Aquat. Toxicol.* 56:69-72.
- Natal-da-Luz, T, J. Römbke, and J.P. Sousa. 2008. Avoidance tests in site-specific risk assessment-- influence of soil properties on the avoidance response of *Collembola* and earthworms. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(5):1112-1117.
- Nebeker, A.V. et G.S. Schuytema. 2000. Effects of ammonium sulfate on growth of larval Northwestern salamanders, red-legged and Pacific treefrog tadpoles, and juvenile fathead minnows. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 64(2): 271-278.
- Newsome, C.S. 1980. A multigeneration fish toxicity test as an aid in the hazard evaluation of aquatic pollutants. *Ecotox. Environ. Saf.* 4:362-369.
- Nipper, M., R.S. Carr, J.M. Biedenback, R.L. Hooten et K. Miller. 2002. Toxicological and chemical assessment of ordnance compounds in marine sediments and porewaters. *Mar. Pollut. Bull.* 44:789-806.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économique). 2001. *Guidance for Determining the Quality of Data for SIDS Dossiers (Reliability, Relevance and Adequacy)*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris, France. September 18, 2001. (<http://www.oecd.org/dataoecd/62/7/1900131.pdf>)
- Oseid, D.M. et L.L. Smith Jr. 1975. Long term effects of hydrogen sulphide on *Hexagenia limbata* (Ephemeroptera). *Environmental Entomology* 4(1):15-18.
- Pack, S. 1993. *A Review of Statistical Data Analysis and Experimental Design in OECD Aquatic Toxicology Test Guidelines*. Organisation de coopération et de développement économique. Paris, France.
- Pastorok, R.A. et D.S. Becker. 1990. Comparative sensitivity of sediment toxicity bioassays at three Superfund sites in Puget Sound. In: *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*, W.G. Landis and W.H. van der Schalie, eds. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

- Patyna, P.J., R.A. Davib, T.F. Parkertonb, R.P. Brownb et K.R. Coopera. 1999. A proposed multigeneration protocol for Japanese medaka (*Oryzias latipes*) to evaluate effects of endocrine disruptors. *Sci. Tot. Environ.* 233(1-3):211-220.
- Phillips, B.M., P.A. Nicely, J.W. Hunt, B.S. Anderson, R.S. Tjeerdema, et F.H. Palmer. 2005. Tolerance of five west coast marine toxicity test organisms to ammonia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 75:23-27.
- Rand, G.M. 1995. *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment*. Taylor et Francis. 1125 pages.
- Ren, S. et P.D. Frymier PD. 2003. Use of multidimensional scaling in the selection of wastewater toxicity test battery components. *Water Res.* 37(7):1655-61.
- Reynoldson, T.B., S.P. Thompson, et D. Milani. 2002. Integrating Multiple Toxicological Endpoints in a Decision-Making Framework for Contaminated Sediments. *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7):1569 – 1584.
- Ringwood, A.H., M.E. DeLorenzo, P.E. Ross, et A.F. Holland. 1997. Interpretation of Microtox Solid-phase Toxicity Tests: the Effects of Sediment Composition. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(6):1135-1140.
- SAIC (Science Applications International Corporation). 1993. *Refinements of Current PSDDA Bioassays: Final Report Summary*. Préparé pour la US Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH par SAIC, Bothell, WA.
- Schubauer-Berigan MK, Monson PD, West CW et Ankley GT. 1995. Influence of pH on the toxicity of ammonia to *Chironomus tentans* and *Lumbriculus variegatus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:713-717.
- Schubauer-Berigan, M.K. et G.T. Ankley. 1991. The contribution of ammonia metals and nonpolar organic compounds to the toxicity of sediment interstitial water from an Illinois River tributary, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10(7):925-940.
- Science Advisory Board (SAB) for Contaminated Sites in British Columbia. 2008. Guidance for Detailed Ecological Risk Assessments (DERA) in British Columbia. Soumis au Science Advisory Board par Golder Associés. 31 Mars 2006. Colombie-Britannique, Canada.
- Shellenberger, T.E. 1978. A Multi-Generation Toxicity Evaluation of p,p'-DDT and Dieldrin with Japanese Quail: I. Effects on Growth and Reproduction. *Drug and Chemical Toxicology* 1(2):137-146.
- Shore, R.F., et B.A. Rattner (Eds.). 2001. *Ecotoxicology of Wild Mammals*. John Wiley et fils Ltée. Chichester, Royaume-Uni, 730 pages. ISBN 0-471-97429-3.
- Sibley, P.K., D.A. Benoit, et G.T. Ankley. 1997. Life cycle and behavioural assessments of the influence of substrate particle size on *Chironomus tentans* (Diptera: Chironomidae) in laboratory assays. *Hydrobiologia* 361(8):1-9.
- Suedel, B.C., et J.H. Rodgers, Jr. 1994. Responses of *Hyalella azteca* and *Chironomus tentans* to particle size distributions and organic matter content of formulated and natural sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13:1639-1648.

SSF (Sustainable Fisheries Foundation). 2007. Workshop to Support the Development of Guidance on the Assessment of Contaminated Sediments in British Columbia - Workshop Summary Report. Préparé pour le ministère de l'environnement de la Colombie-Britannique, Section de l'assainissement des sites contaminés, Victoria, C.-B., décembre, 2007 par Sustainable Fisheries Foundation, Nanaimo, C.-B.

Tay, K.L., K.G. Doe, A.J. MacDonald, et K. Lee. 1998. The Influence of Particle Size, Ammonia, and Sulfide on Toxicity of Dredged Materials for Ocean Disposal, p. 559-574, Chapter 39 dans: *Microscale Testing in Aquatic Toxicology - Advances, Techniques, and Practice*, P.G. Wells, K. Lee, et C. Blaise (eds.), CRC Press, New York, NY, É.-U. 679 pages.

USEPA (US Environmental Protection Agency). 1991. *Method for Aquatic Toxicity Identification Evaluations, Phase I Toxicity Characterization Procedures*. EPA/600/6-91/003. Office of Research and Development, Washington DC. Février 1991.  
(<http://www.epa.gov/npdes/pubs/owm0330.pdf>)

USEPA. 2001. *Methods for assessing the chronic toxicity of marine and estuarine sediment-associated contaminants with the amphipod Leptocheirus plumulosus*. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Newport, OR. EPA/600/R-01/020. 104 pages.

USEPA. 1993. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase II Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Duluth, MN. EPA 600/R-92-080.

USEPA. 1993. *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase III Toxicity Confirmation Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Duluth, MN. EPA 600/R-92-081.

USEPA. 1996. *Marine Toxicity Identification Evaluation (TIE), Phase I Guidance Document*. U.S. EPA, ORD, EPA/600/R-95/054.

USEPA. 2001. *Clarifications Regarding Toxicity Reduction and Identification Evaluations in the National Pollutant Discharge Elimination System Program*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management, Office of Regulatory Enforcement, Washington, DC. 27 mars 2001. ([www.epa.gov/npdes/pubs/owmfinaltretie.pdf](http://www.epa.gov/npdes/pubs/owmfinaltretie.pdf))

USEPA. 2007. *Sediment Toxicity Identification Evaluation (TIE) Phases I, II, and III Guidance Document*. Édité par K.T. Ho et R.M. Burgess (U.S. Environmental Protection Agency, National Health et Environmental Effects Research Laboratory, Atlantic Ecology Division, Narragansett, Rhode Island) et D.R. Mount, T.J. Norberg-King, et J.R. Hockett (U.S. Environmental Protection Agency, National Health et Environmental Effects Research Laboratory, Mid-Continent Ecology Division, Duluth, MN). EPA/600/R-07/080. Septembre 2007.  
([www.epa.gov/nheerl/publications/files/Sediment%20TIE%20Guidance%20Document.pdf](http://www.epa.gov/nheerl/publications/files/Sediment%20TIE%20Guidance%20Document.pdf))

Van Den Hurk, P. 1994. Effect of natural sediment properties on test results in bioassay with oyster larvae (*Crassostrea gigas*) on sediment elutriates. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 3(3):185-191.

- Vandenbergh, G.F., D. Adriaens, T. Verslycke et C.R. Janssen. 2003. Effects of 17 $\alpha$ -ethinylestradiol on sexual development of the amphipod *Hyalella azteca*. *Ecotox. Environ. Saf.* 54(2):216-222.
- Vogt, C. C. Nowak, J.B. Diogo, M. Oetken, K. Schwenk et J. Oehlmann. 2007. Multi-generation studies with Chironomus riparius – Effects of low tributyltin concentrations on life history parameters and genetic diversity. *Chemosphere* 67(11):2192-2200.
- Wenning, R.J. (Ed.). 2005. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments: Proceedings from the Pellston Workshop on Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments, 18-22 août 2002, Fairmont, Montana, É.-U. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Publié par la SETAC, 2005.
- Word, J.Q., W.W. Gardiner et D.W. Moore. 2005. Influence of Confounding Factors on SQGs and their Application to Marine and Estuarine Sediment Evaluation. Chapter 16 in: Wenning, R.J. (Ed.). 2005. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments: Proceedings from the Pellston Workshop on Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*, 18-22 August 2002, Fairmont, Montana, USA. Society of Environmental Toxicology and Chemistry. Publié par la SETAC, 2005.
- Zajdik, B. 2007. *Statistical Software Feasibility Study and Improvement Project*. Zajdlik et associés inc. Préparé pour la Division des méthodes biologiques d'Environnement Canada et les membres du groupe de travail en statistiques.

## **Remerciements**

Environnement Canada tient à remercier les nombreux examinateurs des secteurs public et privé au Canada et aux États-Unis qui ont fourni de précieux commentaires dans le cadre du processus public d'examen par les pairs.

**www.ec.gc.ca**

Pour obtenir de plus amples renseignements:

Environnement Canada  
Informatique  
10 rue Wellington, 23e étage  
Gatineau (Québec) K1A 0H3  
Téléphone: 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800  
Télécopieur: 819-994-1412  
Téléimprimeur: 819-994-0736  
Courriel: [enviroinfo@ec.gc.ca](mailto:enviroinfo@ec.gc.ca)