

# Lignes directrices pour la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation de sols et de terrains contaminés

2024

**Coordination et rédaction**

Cette publication a été réalisée par la Direction de la protection et de la réhabilitation des terrains du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). Elle a été produite par la Direction des communications du MELCCFP.

**Renseignements**

Téléphone : 418 521-3830

1 800 561-1616 (sans frais)

Formulaire : [www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/reenseignements.asp](http://www.environnement.gouv.qc.ca/formulaires/reenseignements.asp)

Internet : [www.environnement.gouv.qc.ca](http://www.environnement.gouv.qc.ca)

Dépôt légal – 2024

Bibliothèque et Archives nationales du Québec

ISBN 978-2-550-98535-8 (PDF)

Tous droits réservés pour tous les pays.

© Gouvernement du Québec – 2024

# Table des matières

Liste des tableaux	iv
Équipe de réalisation	1
1. Introduction	2
2. Approche d'estimation du risque	4
2.1 Définition des hypothèses de travail	4
2.2 Scénarios à retenir pour l'exposition de la faune et de la flore	7
2.3 Méthode d'estimation du risque	7
3. Établissement du modèle conceptuel	9
3.1 Description du site à l'étude	9
3.2 Identification des contaminants potentiellement préoccupants	9
3.3 Identification des mécanismes de transport des contaminants	10
3.4 Identification des récepteurs écologiques d'intérêt	10
3.5 Identification des voies d'exposition	13
4. Détermination des concentrations et des doses d'exposition	17
4.1 Concentration dans les sols	17
4.2 Concentration dans l'air	18
4.3 Concentration dans l'eau des mares temporaires	18
4.4 Concentrations dans les parties aériennes des plantes terrestres	19
4.4.1 Contaminants métalliques	20
4.4.2 Contaminants organiques	20
4.5 Concentrations dans les racines des plantes terrestres	21
4.5.1 Contaminants métalliques	21
4.5.2 Contaminants organiques	22
4.6 Concentrations dans les invertébrés du sol	22
4.6.1 Contaminants métalliques	22
4.6.2 Contaminants organiques	23
4.7 Concentrations dans les vertébrés	24
4.7.1 Concentrations dans les petits mammifères	24
4.7.2 Concentrations dans les oiseaux	26
4.8 Doses d'exposition pour les vertébrés	26
4.8.1 Dose d'exposition par inhalation	26
4.8.2 Dose d'exposition par ingestion d'aliments	27
4.8.3 Dose d'exposition par ingestion de sol	28
4.8.4 Dose d'exposition par ingestion de sédiments	28
4.8.5 Dose d'exposition par ingestion d'eau	28

4.8.6 Dose d'exposition totale	29
5. Sélection des valeurs toxicologiques de référence	30
5.1 Micro-organismes	30
5.2 Plantes et invertébrés terrestres	31
5.3 Vertébrés	31
6. Cas des amphibiens et des reptiles	34
7. Caractérisation du risque écotoxicologique	36
8. Caractérisation du risque écotoxicologique	37
9. Références bibliographiques	38

## Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des hypothèses, des paramètres d'évaluation et des paramètres de mesure/outils de relation	5
Tableau 2 : Voies d'expositions considérées pour les récepteurs écologiques terrestres	14
Tableau 3 : Voies d'exposition considérées pour les récepteurs écologiques semi-aquatiques	16
Tableau 4 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents métaux dans les parties aériennes des plantes terrestres	20
Tableau 5 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents HAP dans les parties aériennes des plantes terrestres	21
Tableau 6 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents métaux dans les invertébrés du sol	23
Tableau 7 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents métaux dans les petits mammifères	25

# Équipe de réalisation

## CONCEPTION ET RÉDACTION

### MELCCFP

Direction de la protection et de la  
réhabilitation des terrains

Nathalie Paquet

## COLLABORATION

### MELCCFP

Direction de la protection et de la  
réhabilitation des terrains

Hélène Houde  
Mathieu Laporte-Saumure  
Veronika Varfalvy

Direction des expertises et des études

Gaëlle Triffault-Bouchet

### GHD

Julie Dumas

### Sanexen services environnementaux inc.

Jonathan Lalande  
Agnès Renoux

# 1. Introduction

En vertu de la section IV du chapitre IV (titre I) de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) sur la protection et la réhabilitation des terrains, un terrain contaminé peut être réhabilité en y maintenant en place des sols contaminés dont la concentration excède les valeurs limites réglementaires, après avoir déterminé le risque qu'ils représentent pour l'environnement et les futurs usagers, dans la mesure où des dispositions permettant de gérer le risque à long terme (mesures de contrôle, confinement et suivi) sont mises en place (réhabilitation par analyse de risque). L'encadrement normatif et administratif du recours à l'analyse de risque pour réhabiliter un terrain contaminé au Québec est décrit dans le *Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés* (Beaulieu, 2021 ou version ultérieure en vigueur) (ci-après Guide d'intervention) et dans les *Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque – Groupe technique d'évaluation (GTE)* (Gauthier, 2008 ou version ultérieure en vigueur) (ci-après Lignes de conduite) du ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). La détermination du risque associé à la présence de ces contaminants pour la faune et la flore doit respecter les principes de la Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés (PERE; CEAEQ, 1998).

L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) vise à qualifier et à quantifier le risque découlant de la présence de contaminants dans un terrain, en considérant le milieu dans lequel ils se trouvent et les organismes qui le fréquentent. Il s'agit de déterminer si les contaminants présents dans les sols du site à l'étude peuvent entraîner : (1) une diminution de la capacité du sol à soutenir un écosystème terrestre sur le terrain à l'étude; ou (2) une diminution de la survie et de la reproduction des espèces animales vertébrées qui sont directement ou indirectement en contact avec les contaminants. Ce processus permet de déterminer les risques d'exposition des récepteurs écologiques qui fréquentent le site aux contaminants identifiés comme étant potentiellement préoccupants, ainsi que les effets de ces contaminants pour ces récepteurs.

Selon le niveau de précision nécessaire, il est possible de réaliser une ERE préliminaire ou une ERE quantitative. Cette dernière permet d'affiner les conclusions de l'ERE préliminaire en quantifiant le risque le plus précisément possible, avec un minimum d'incertitude.

La PERE décrit les principes et les objectifs des ERE, ainsi que la démarche à adopter pour réaliser une ERE. Ces évaluations doivent obligatoirement inclure :

- une description du site à l'étude;
- l'objectif général de l'étude et l'approche retenue pour réaliser l'ERE;
- un modèle conceptuel décrivant :
  - les contaminants identifiés comme étant potentiellement préoccupants et les mécanismes de transport de ces contaminants dans l'environnement;
  - les récepteurs écologiques sélectionnés pour représenter les organismes qui fréquentent le site à l'étude et leurs voies d'exposition aux contaminants identifiés comme étant potentiellement préoccupants;
- la méthode d'estimation des risques, l'estimation des risques (pour l'état actuel du site et l'état réhabilité), la justification des choix effectués et l'interprétation des risques;
- une discussion sur l'incertitude de l'analyse.

La PERE ne décrit toutefois pas de façon détaillée la méthodologie à utiliser pour estimer le risque. Le présent document complète la PERE en précisant les détails méthodologiques des différentes étapes de réalisation d'une ERE préliminaire. Les informations et données minimales devant être fournies dans le rapport d'ERE préliminaire sont également énoncées. Ces précisions devraient permettre d'harmoniser les

ERE préliminaires soumises au Groupe technique d'évaluation (GTE) du MELCCFP, qui analyse les dossiers de réhabilitation de terrains contaminés par analyse de risque déposés en application des dispositions de la section IV du chapitre IV (titre I) de la LQE. Les informations et formules présentées dans ce document peuvent néanmoins être adaptées selon les besoins de l'étude et le jugement de l'expert, dans la mesure où les modifications apportées et les choix effectués sont justifiés dans le rapport d'évaluation des risques déposé au MELCCFP.

Précisons que ce document traite spécifiquement de la manière d'estimer les risques pour les organismes terrestres exposés directement ou indirectement aux sols contaminés présents sur le site à l'étude. Outre les mares pouvant temporairement s'accumuler sur le site, ce document ne tient pas compte des eaux de surface et des sédiments contaminés pouvant y être retrouvés ni de la migration des sols vers l'eau de surface qui peut entraîner des effets néfastes sur les communautés aquatiques et benthiques. L'évaluation du risque pour les organismes exposés aux eaux de surface et aux sédiments potentiellement contaminés doit être réalisée en fonction des exigences ministérielles pour ces médias. Ainsi, les risques pour la vie aquatique doivent être évalués à l'aide des *Critères de qualité de l'eau de surface* du MELCCFP (2023), alors que les risques pour les organismes benthiques doivent être évalués à l'aide des Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration d'Environnement et Changement climatique Canada et du MELCCFP (EC et MDDEP, 2007).

## 2. Approche d'estimation du risque

### 2.1 Définition des hypothèses de travail

L'établissement de la problématique et le développement d'un modèle conceptuel vont permettre d'identifier les perturbations potentielles associées à la présence des contaminants dans les sols. Afin d'évaluer le risque associé à ces perturbations, des hypothèses de travail sur les mécanismes de perturbation potentielle découlant du modèle conceptuel sont établies :

- les contaminants présents dans les sols peuvent entraîner des effets néfastes chez les communautés microbiennes des sols;
- la présence de contaminants dans les sols peut entraîner des effets néfastes chez les communautés de plantes en contact direct avec les sols;
- la présence de contaminants dans les sols peut entraîner des effets néfastes chez les communautés d'invertébrés en contact direct avec les sols;
- la présence de contaminants dans les sols peut provoquer des effets néfastes chez les vertébrés terrestres qui sont directement ou indirectement en contact avec les contaminants trouvés dans les sols sur le site.

Le tableau 1 décrit, pour chacune des hypothèses de travail énoncées ci-dessus, les paramètres d'évaluation et l'ensemble « paramètres de mesure/outils de relation ».



**Tableau 1 : Synthèse des hypothèses, des paramètres d'évaluation et des paramètres de mesure/outils de relation**

Hypothèse 1	
<ul style="list-style-type: none"> <li>La présence de contaminants dans les sols peut entraîner des effets néfastes chez la flore microbienne en contact direct avec les sols du site à l'étude</li> </ul>	
Paramètre d'évaluation	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Diminution d'une fonction microbienne ou de la diversité des communautés microbiennes des sols du site à l'étude</li> </ul>	
Paramètres de mesure	Outils de relation
<ul style="list-style-type: none"> <li>Valeurs maximales ou LSIC95 % (selon le nombre de données) des concentrations de contaminants mesurées dans les sols</li> <li>Résultats de bioessais (si effectués)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Consultation de la littérature pertinente</li> <li>Rapport entre les concentrations mesurées dans les sols et les valeurs de référence pour les micro-organismes</li> </ul>
Hypothèse 2	
<ul style="list-style-type: none"> <li>La présence de contaminants dans les sols peut entraîner des effets néfastes chez les communautés de plantes en contact direct avec les sols du site à l'étude</li> </ul>	
Paramètre d'évaluation	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Diminution de la croissance, de la biomasse et de la diversité des plantes du site à l'étude</li> </ul>	
Paramètres de mesure	Outils de relation
<ul style="list-style-type: none"> <li>Appréciation qualitative de l'état du milieu</li> <li>Valeurs maximales ou LSIC95 % (selon le nombre de données disponible) des concentrations de contaminants mesurées dans les sols</li> <li>Résultats de bioessais (si effectués)</li> <li>Résultats des indices de diversité (si effectués)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Consultation de la littérature pertinente</li> <li>Rapport entre les concentrations mesurées dans les sols et les valeurs de référence pour les plantes</li> </ul>

### Hypothèse 3

- La présence de contaminants dans les sols peut entraîner des effets néfastes chez les communautés d'invertébrés en contact direct avec les sols du site à l'étude

#### Paramètre d'évaluation

- Diminution de la biomasse, de la croissance, de la reproduction et de la diversité des invertébrés du site à l'étude

#### Paramètres de mesure

- Valeurs maximales ou LSIC95 % (selon le nombre de données disponible) des concentrations de contaminants mesurées dans les sols et l'eau
- Résultats de bioessais (si effectués)
- Résultats des indices de diversité (si effectués)

#### Outils de relation

- Consultation de la littérature pertinente
- Rapport entre les concentrations mesurées dans les sols et les valeurs de référence pour les invertébrés

### Hypothèse 4

- La présence de contaminants dans les sols peut provoquer des effets néfastes chez les vertébrés terrestres qui sont directement ou indirectement en contact avec les contaminants retrouvés dans les sols du site à l'étude

#### Paramètre d'évaluation

- Diminution de la croissance, de la survie ou de la reproduction des vertébrés terrestres exposés aux sols du site à l'étude

#### Paramètres de mesure

- Facteurs d'exposition des espèces considérées
- Valeurs maximales ou LSIC95 % (selon le nombre de données disponibles) des concentrations de contaminants mesurées dans les sols, l'eau et l'alimentation

#### Outils de relation

- Estimation ou mesure des concentrations dans l'air ambiant, dans les eaux de surface, dans les racines, dans les parties aériennes des plantes, dans les invertébrés et dans les vertébrés
- Calcul des doses d'exposition
- Extrapolation des doses de référence lorsque les données écotoxicologiques sont manquantes
- Rapport entre les doses estimées et celles de référence

## 2.2 Scénarios à retenir pour l'exposition de la faune et de la flore

L'ERE doit être effectuée pour :

- l'état actuel du site, soit en considérant l'absence d'intervention sur les sols du site à l'étude;
- l'état du site à la suite des travaux, soit en considérant les interventions prévues selon le plan de réhabilitation du site. Précisons que ce scénario doit être inclus, même si les exigences relatives aux mesures de mitigation applicables selon les Lignes de conduite présentées par le GTE sont respectées dans le plan de réhabilitation<sup>1</sup>. Dans un tel cas, l'évaluation du risque écotoxicologique peut être autant quantitative que qualitative. Toutefois, pour les dossiers où le plan de réhabilitation propose de laisser de la contamination en place dans les sols de surface, sans l'ajout d'une couche de recouvrement (ex. : préservation d'arbres matures, protection d'espèces à statut particulier, zones difficiles d'accès, etc.), une évaluation du risque quantitative doit absolument être réalisée pour l'état du site à la suite des travaux.

## 2.3 Méthode d'estimation du risque

Dans le cadre des ERE préliminaires, la méthode retenue pour évaluer le risque est la méthode du quotient qui permet de vérifier l'absence d'un risque significatif pour tout récepteur écologique exposé à un contaminant. Cette méthode consiste à comparer la valeur de l'exposition estimée à la valeur de référence, correspondant à un niveau de réponse écologique acceptable. La méthode du quotient correspond à l'équation suivante :

$$IR_i = \sum_{i,j=1}^n \left( \frac{EE_{ij}}{VR_{ij}} \right)$$

où :

$IR_i$  : indice de risque estimé pour le contaminant  $i$ ;

$EE_{ij}$  : exposition estimée (dose, concentration, niveau d'effet) pour le contaminant  $i$  et la voie d'exposition  $j$ ;

$VR_{ij}$  : valeur de référence (dose, concentration, niveau d'effet) pour le contaminant  $i$  et la voie d'exposition  $j$ .

Les indices de risques sont établis pour chaque polluant et chaque récepteur écologique identifiés dans le modèle conceptuel du site.

Si l'indice de risque  $IR_i$  est inférieur à 1,0, le contaminant considéré n'induit pas de risque significatif pour le récepteur écologique considéré. Si c'est le cas pour tous les contaminants présents dans le sol, l'ERE conclut à une absence de risque pour l'écosystème.

Si l'indice de risque est supérieur à 1,0, le contaminant considéré présente potentiellement un risque pour le récepteur écologique considéré. Des mesures de mitigation doivent être mises en place pour diminuer l'exposition des organismes.

---

<sup>1</sup> Ces lignes de conduite présentent, entre autres, les recouvrements de confinement qui doivent être mis en place pour prévenir l'exposition aux sols contaminés lorsque le plan de la réhabilitation du terrain prévoit leur maintien en place en se prévalant du recours à l'analyse de risque prévu par la section IV du chapitre IV (titre I) de la LQE.

La valeur de l'exposition estimée est obtenue à partir des concentrations des contaminants dans les différents compartiments environnementaux (sols, air, eau, etc.), selon les voies d'exposition identifiées, pour chaque récepteur écologique. L'exposition peut être déterminée à l'aide de mesures directes des concentrations dans le milieu ou par la modélisation.

### 3. Établissement du modèle conceptuel

Comme décrit dans la PERE, les interactions entre le biotope et la biocénose doivent être résumées dans un modèle conceptuel qui peut être représenté, par exemple, sous la forme d'un schéma ou d'un logigramme. Sa complexité dépend de la problématique environnementale présente sur le site, notamment, du nombre de contaminants, du nombre de récepteurs écologiques et des caractéristiques de l'écosystème. Il doit schématiser et décrire tous les liens possibles entre la source de contamination de l'écosystème et les récepteurs écologiques. Le modèle conceptuel doit également préciser les mécanismes de transport des contaminants sur le site.

Dans le rapport d'étude, le modèle conceptuel du site à l'étude doit être décrit et justifié. Les informations minimales qui doivent être présentées dans ce rapport sont présentées dans les sections suivantes. Notons que les mécanismes de transformation des contaminants (oxydation/réduction, complexation) ne sont pas discutés dans ce document. Des informations sont disponibles dans la PERE.

#### 3.1 Description du site à l'étude

Cette section du rapport d'ERE doit fournir les informations permettant d'établir un modèle conceptuel du site à l'étude. Il convient donc de présenter une description physique du site à l'étude afin de préciser les caractéristiques des sols et leur niveau de contamination. Il s'agit également de présenter une description biologique du site permettant d'identifier les récepteurs écologiques pour lesquels des estimations du risque seront établies.

La description physique du site à l'étude doit minimalement contenir : 1) l'occupation du terrain (présence de bâtiments, de recouvrement d'asphalte ou de béton, de surfaces gazonnées, d'aménagement paysager, etc.); 2) le pourcentage de sols à nu; et 3) la présence d'eau de surface sur le site ou à proximité.

La description biologique du site doit présenter : 1) les caractéristiques du couvert végétal du site; 2) les espèces fauniques qui semblent utiliser le site; 3) la présence d'habitats sensibles; et 4) la présence potentielle d'espèces à statut particulier identifiées par le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) ou par un inventaire réalisé sur le site. Cette description permet au réviseur, qui n'a habituellement eu aucun contact avec le site, de se faire une idée claire sur la problématique environnementale rencontrée à cet endroit. Cela permet également de déterminer si tous les récepteurs écologiques présents sur le site à l'étude ont été considérés, et ce, afin de pouvoir établir un modèle conceptuel représentatif de la zone à l'étude.

#### 3.2 Identification des contaminants potentiellement préoccupants

Lorsque la caractérisation du site est réalisée en application des dispositions de la section IV du chapitre IV (titre I) de la LQE, l'identification des contaminants potentiellement préoccupants doit tenir compte des activités qui se sont déroulées dans le passé sur le site et dans son voisinage selon la méthodologie décrite dans le *Guide de caractérisation des terrains* (MENV, 2003 ou version ultérieure en vigueur).

Les contaminants potentiellement préoccupants à considérer pour la réalisation de l'ERE sont ceux pour lesquels la concentration mesurée dans au moins un échantillon de sol est supérieure aux critères A du Guide d'intervention ou aux teneurs de fond naturelles évaluées dans les sols du site conformément aux *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols* (Ouellette, 2012 ou version ultérieure en vigueur). Compte tenu du fait que la majorité des organismes est principalement en contact avec les sols de surface, soient ceux du premier mètre de profondeur, tous les résultats disponibles pour le premier mètre de sol dans le cas des métaux et des contaminants organiques non volatils doivent être considérés. Cependant, les résultats analytiques pour toutes les profondeurs doivent être retenus dans le cas des contaminants volatils.

Rappelons que le recours à l'analyse de risque n'est pas autorisé par le MELCCFP dans le cas des hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> (HP C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>), comme spécifié à la section 6.6.1.2 du Guide d'intervention. Les HP C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub> ne doivent donc pas être retenus comme contaminants potentiellement préoccupants à considérer pour la réalisation de l'ERE. En revanche, bien que les mesures de gestion du risque doivent inclure une réhabilitation des sols contaminés par des composés organiques volatils (COV) jusqu'aux valeurs limites réglementaires (voir section 6.6.1.3 du Guide d'intervention), l'ensemble des COV, incluant les BTEX (benzène, éthylbenzène, toluène et xylènes) et autres hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM), les hydrocarbures aliphatiques chlorés (HAC) ainsi que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) volatils tels les naphthalènes, les méthyles naphthalènes et les diméthyles naphthalènes, doivent bel et bien être considérés dans le cadre de ces études.

### **3.3 Identification des mécanismes de transport des contaminants**

Les mécanismes de transport des contaminants devant être minimalement retenus dans le cadre des ERE sont les suivants : érosion éolienne, volatilisation, transport par ruissellement et écoulement à travers les sols de surface, ainsi que bioaccumulation/bioamplification. Ils sont présentés ci-dessous. Tout autre mécanisme peut être ajouté, selon les caractéristiques du site à l'étude (ex. : sédimentation, érosion, etc.).

#### **3.3.1 Mise en suspension des particules de sol**

Bien que l'exposition aux particules de sol résultant de la mise en suspension par le vent soit souvent mineure, étant donné son recouvrement par une couche de végétation, cette voie d'exposition doit être incluse au modèle conceptuel, par mesure de conservatisme.

#### **3.3.2 Volatilisation à partir des sols**

À l'exception du mercure (selon sa forme et de son origine), les métaux considérés dans le cadre des évaluations de risque ne sont pas volatils. Pour les contaminants organiques, l'exposition par inhalation de la phase gazeuse à ces contaminants est habituellement négligeable. Toutefois, cette voie d'exposition doit être incluse à l'évaluation du risque écotoxicologique pour les oiseaux et les mammifères, afin que le risque calculé se rapproche le plus possible de l'exposition réelle des récepteurs.

#### **3.3.3 Ruissellement et écoulement à travers les sols de surface**

Bien que la plupart du temps, dans les dossiers de réhabilitation des terrains contaminés, aucune eau de surface ne soit présente directement sur le site, des accumulations d'eau temporaires peuvent se former à certains endroits lors de précipitations. Par conséquent, les récepteurs écologiques présents sur le site pourraient boire cette eau. De même, les sites étudiés dans le cadre des évaluations du risque sont parfois bordés par des fossés où s'accumulent de façon importante les eaux de surface. Le ruissellement de l'eau vers ces fossés représente un mécanisme de transfert des contaminants vers le milieu aquatique qui doit être intégré au modèle conceptuel.

#### **3.3.4 Bioaccumulation/bioamplification**

Un certain nombre des contaminants potentiellement préoccupants, retenus dans le cadre des ERE, présentent une propension à la bioaccumulation. Dans la mesure où ils sont présents sur le site, l'ensemble des organismes en contact avec les sols sont susceptibles de prendre en charge et d'accumuler des contaminants présents dans le sol. À leur tour, ces organismes représentent une voie de transport des contaminants vers les organismes de niveaux trophiques supérieurs (bioamplification).

### **3.4 Identification des récepteurs écologiques d'intérêt**

Les récepteurs écologiques d'intérêt doivent être sélectionnés en fonction des espèces présentes ou susceptibles d'être présentes sur le site à l'étude.

Les terrains à usage industriel ou commercial sont habituellement localisés en milieu urbain et une faible proportion de leur superficie est occupée par des aménagements paysagers. Ceci limite la diversité écologique fréquentant le site. Pour ces sites, les récepteurs écologiques devant être considérés dans le cadre d'une ERE doivent inclure minimalement :

- la flore microbienne du sol;
- les plantes terrestres;
- les invertébrés en contact avec le sol;
- un oiseau granivore;
- un oiseau insectivore;
- un mammifère terrestre herbivore;
- un mammifère terrestre granivore.

Pour un terrain à usage résidentiel, en plus de récepteurs écologiques cités ci-dessus, un représentant des oiseaux omnivores ainsi que des mammifères omnivores et insectivores doivent être ajoutés. Ceci s'explique par le fait que les aménagements paysagers effectués sur les terrains résidentiels attirent généralement une plus grande biodiversité, notamment en raison du nombre plus élevé d'habitats disponibles.

Pour l'aménagement d'un parc ou d'une aire protégée, l'ensemble des niveaux trophiques doit être représenté. Des oiseaux et des mammifères carnivores doivent donc être sélectionnés dans le rapport d'étude, en plus des espèces herbivores, granivores, insectivores et omnivores.

Selon les exigences citées plus haut, mentionnons que minimalement une espèce représentative de chaque catégorie doit être sélectionnée, et ce, autant pour les oiseaux que pour les mammifères. Cependant, la sélection d'un nombre plus élevé est jugée acceptable, tant que les espèces représentatives privilégiées sont représentatives de la diversité retrouvée sur le site, ainsi que de la complexité de ce dernier. Une sélection en fonction de la taille des organismes peut aussi être effectuée.

Selon le site à l'étude, précisons également qu'il est possible que certains représentants ne soient pas ou potentiellement pas présents (ex. : oiseaux ou mammifères carnivores). L'exclusion d'espèces représentatives de ces niveaux trophiques/régimes alimentaires pourra se faire si le consultant démontre l'absence d'exposition aux contaminants présents dans le sol pour le récepteur donné. Inversement, il est possible que d'autres espèces s'avèrent être un choix plus pertinent. Dans ces cas, il conviendra de justifier le choix de ces espèces dans le rapport d'étude.

Les sections suivantes présentent les espèces représentatives à privilégier dans le choix des récepteurs écologiques d'intérêt pour la réalisation d'ERE présentées au MELCCFP. De l'information sur chacune de ces espèces peut être trouvée dans les fiches descriptives sur les paramètres d'exposition sur les oiseaux (CEAEQ, 2005) et sur les mammifères (CEAEQ, 2006).

### **3.4.1 Les oiseaux**

Bien qu'ayant une alimentation fort variée, le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) est une des espèces à privilégier pour représenter les oiseaux insectivores, car il se nourrit, notamment, d'invertébrés qui sont directement en contact avec les sols. Il est donc susceptible d'accumuler des contaminants dans ses tissus. Son mode d'alimentation justifie sa sélection dans les ERE pour évaluer la contamination des sols. Il en est de même de la bécasse d'Amérique (*Scolapax minor*), qui se nourrit exclusivement d'invertébrés du sol, et de la mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*), qui, en période de nidification, présente un régime alimentaire composé de 80 à 90 % de chenilles, d'araignées, d'escargots, de limaces et de centipèdes.

Le bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*) est un des représentants à privilégier pour les oiseaux granivores puisqu'il possède un corps assez trapu et un bec conique pour ouvrir les graines. Les insectes et les arthropodes forment la majeure partie de son régime alimentaire lors de la saison de reproduction. Cependant, le reste de l'année, il se nourrit principalement de graines trouvées au sol. Le moineau

domestique (*Passer domesticus*) peut également être retenu comme représentant des oiseaux granivores, puisqu'il se nourrit principalement de matière végétale (graines et céréales).

Lorsqu'un oiseau herbivore doit être inclus dans l'étude, la bernache du Canada (*Branta canadensis*) peut être retenue. Celle-ci se nourrit majoritairement par le broutage de plantes terrestres. Malgré l'association de cette espèce avec les milieux aquatiques, son mode d'alimentation fait en sorte qu'elle est principalement exposée par les sols.

L'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*) peut être retenu pour représenter les oiseaux omnivores. Celui-ci se nourrit principalement de fruits, d'herbes et d'invertébrés; les invertébrés et la végétation représentant chacun environ 50 % de leur régime alimentaire. Bien qu'il s'alimente surtout de graines, le pigeon biset (*Columba livia*) peut également être retenu comme représentant des oiseaux omnivores, puisqu'il se nourrit également de fruits et d'invertébrés.

La crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*), qui se nourrit d'invertébrés, d'oiseaux et de petits mammifères, est le rapace le plus enclin à fréquenter les milieux urbains. La buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) est un prédateur diurne qui se nourrit principalement de petits mammifères (souris, musaraignes, campagnols et lièvres d'Amérique), d'oiseaux, d'insectes, d'amphibiens et de reptiles. Ce sont donc deux représentants à privilégier pour les oiseaux prédateurs.

### 3.4.2 Les mammifères

Le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*), comme la majorité des rongeurs, est un petit mammifère terrestre herbivore qui se nourrit principalement de plantes herbacées (tiges, feuilles, graines et racines). Au Québec, son aire de répartition s'étend partout sauf dans le Grand Nord et à l'île d'Anticosti. La marmotte commune (*Marmota monax*), qui, comme le campagnol, possède une aire de distribution très répandue, peut aussi être sélectionnée pour représenter les mammifères terrestres herbivores. Mentionnons toutefois que l'utilisation du campagnol est plus conservatrice, en raison de sa plus petite taille.

La grande musaraigne (*Blarina brevicauda*) apparaît comme un représentant intéressant des mammifères terrestres insectivores puisque son aire de répartition au Québec s'étend du sud de la province jusqu'à la Basse-Côte-Nord et la baie James, à l'exception de l'île d'Anticosti et de la région des Îles-de-la-Madeleine. L'espèce se trouve dans une grande variété d'habitats, bien qu'elle préfère les forêts feuillues matures dans lesquelles elle trouve une couche épaisse d'humus et de litière friable humide où elle peut creuser ses galeries et son terrier. Elle se nourrit principalement d'insectes, mais elle peut à l'occasion se nourrir de vers de terre, de gastéropodes, de fruits, de graines ainsi que de petits mammifères et d'oiseaux. La musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*) ainsi que la taupe à queue velue (*Parascalops breweri*) sont également des représentants à privilégier pour les mammifères insectivores puisqu'elles se nourrissent principalement de vers de terre et d'insectes.

Bien qu'omnivore, la souris commune (*Mus musculus*) peut être sélectionnée pour représenter les mammifères granivores, puisqu'elle montre une préférence pour les grains de céréales et les graines non cultivées. Elle s'adapte à divers habitats tels les bâtiments, les entrepôts, les champs agricoles ou les friches. Le tamia rayé (*Tamias striatus*), qui s'alimente principalement de glands, de faines et de samares d'érable, et l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*), dont les glands, les faines, les noisettes, le maïs et les graines de plusieurs autres espèces d'arbres constituent la majeure partie de son alimentation, peuvent également être sélectionnés pour représenter les mammifères granivores.

Le raton laveur (*Procyon lotor*) fréquente les abords de pratiquement tous les habitats aquatiques et les zones résidentielles périurbaines du sud de la province de Québec. Il est omnivore et son régime alimentaire est très diversifié (fruits, invertébrés, petits mammifères, œufs, carcasses, déchets domestiques et grains agricoles), ce qui en fait un représentant à privilégier pour les mammifères terrestres omnivores. Il en est de même du rat surmulot (*Rattus norvegicus*) et de la moufette rayée (*Mephitis mephitis*).



Au Québec, l'aire de répartition du renard roux (*Vulpes vulpes*) couvre tout le territoire. Il fréquente autant les terrains semi-découverts, les zones d'entremêlement de milieux agricoles et de boisés, que les environnements périurbains (parcs, terrains de golf, cimetières). Il est un prédateur non spécifique, s'alimentant d'une grande variété de proies. En hiver, son alimentation repose principalement sur la chair de vertébrés, tandis que les invertébrés et les fruits complètent son régime en été. De plus, lorsque les sources habituelles sont peu abondantes, les carcasses qu'il trouve peuvent devenir une source intéressante de nourriture. L'ensemble de ses caractéristiques en font un excellent représentant des mammifères terrestres carnivores. Mentionnons que selon les particularités du site à l'étude, l'utilisation du vison d'Amérique (*Mustela vison*), de l'hermine (*Mustela erminea*) et de la belette à longue queue (*Mustela frenata*), peut également être acceptée.

### 3.4.3 Présence d'un milieu aquatique

Lorsqu'une étendue d'eau est présente sur le site à l'étude, des organismes aquatiques doivent être retenus parmi les récepteurs écologiques d'intérêt. La vie aquatique est représentée par les plantes, les invertébrés pélagiques et benthiques, ainsi que les poissons. Les risques pour la vie aquatique sont évalués à l'aide des critères de qualité de l'eau de surface du MELCCFP (2023). Les risques pour les organismes benthiques sont évalués à l'aide des critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'Environnement et Changement climatique Canada et du MELCCFP (EC et MDDEP, 2007). En cas de dépassement de critères dans les sédiments, les exigences inscrites dans le guide *Évaluation du risque écotoxicologique du rejet en eau libre des sédiments*, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce (MDDEFP et EC, 2013), devront être appliquées. Des suivis de communautés benthiques pourraient également être exigés. Enfin, il convient d'intégrer à l'étude un oiseau et un mammifère semi-aquatiques. Ces derniers récepteurs doivent également être considérés lorsque l'étendue d'eau se trouve en périphérie immédiate du site. Les espèces recommandées sont les suivantes :

- le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) qui niche habituellement au sol, près des plans d'eau. Il affectionne particulièrement les étendues d'eau peu profondes. Son régime alimentaire est composé de graines et d'invertébrés associés aux marais, aux champs agricoles et à la matière en décomposition. Sa sélection permet d'évaluer les risques pour les oiseaux se nourrissant de plantes et d'invertébrés aquatiques;
- le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) qui est présent pratiquement partout au Québec, à l'exception de l'extrême Nord de la province. C'est une espèce principalement herbivore qui consomme des racines, des tiges et des rhizomes de plantes aquatiques émergentes, principalement les quenouilles.

## 3.5 Identification des voies d'exposition

Les voies d'exposition potentielle aux contaminants doivent être identifiées pour chaque récepteur écologique sélectionné.

Pour la flore microbienne, les invertébrés et les plantes terrestres, seul le contact direct avec le sol est retenu. Celui-ci réfère au lien étroit de ces organismes avec le sol, sans discerner la répartition du contaminant entre les différentes phases du sol. Par exemple, les vers de terre sont exposés aux phases solides et liquides du sol par contact direct (CEAEQ, 1998).

Pour les oiseaux herbivores terrestres, l'inhalation et l'ingestion d'eau, de sol et de plantes sont les principales voies d'exposition à considérer. Pour les granivores terrestres, tant qu'aucun modèle ne permet de déterminer les concentrations en contaminants dans les graines, c'est la partie aérienne des plantes qui est prise en considération pour ces récepteurs. Pour les oiseaux omnivores terrestres, il convient d'ajouter l'ingestion d'invertébrés aux voies d'exposition considérées précédemment. Pour les oiseaux prédateurs terrestres, il convient d'ajouter l'ingestion de vertébrés. Finalement, pour l'ensemble des oiseaux terrestres, le contact dermique est considéré comme négligeable, car la présence de plumes limite considérablement le contact du sol avec la peau (Sample et collab., 1997).

Pour les mammifères herbivores terrestres, l'inhalation et l'ingestion d'eau, de sol et de plantes (racines et parties aériennes) sont les voies d'exposition à retenir. Pour les mammifères insectivores terrestres, il convient d'ajouter l'ingestion d'invertébrés à cette liste. Pour les mammifères terrestres omnivores et carnivores, il convient d'également tenir compte de l'ingestion de vertébrés. Enfin, pour tous les mammifères, le contact dermique est considéré comme négligeable, car la présence de la fourrure limite considérablement le contact du sol avec la peau (Sample et collab., 1997).

Les voies d'exposition à considérer pour les récepteurs écologiques terrestres sont résumées au tableau 2.

**Tableau 2 : Voies d'expositions considérées pour les récepteurs écologiques terrestres**

Récepteur	Voies d'exposition	Espèce représentative recommandée
Micro-organismes du sol	Contact direct	–
Plantes terrestres	Contact direct	–
Invertébrés du sol	Contact direct	–
Oiseaux granivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion des parties aériennes des plantes Ingestion des racines des plantes* Ingestion d'invertébrés*	Bruant des prés Moineau domestique
Oiseaux herbivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion des parties aériennes des plantes Ingestion des racines des plantes Ingestion d'invertébrés*	Bernache du Canada
Oiseaux insectivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de plantes* Ingestion d'invertébrés	Merle d'Amérique Mésange à tête noire Bécasse d'Amérique
Oiseaux omnivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés Ingestion de vertébrés*	Étourneau sansonnet Pigeon biset
Oiseaux carnivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de plantes* Ingestion d'invertébrés* Ingestion de vertébrés	Buse à queue rousse Crécerelle d'Amérique

Récepteur	Voies d'exposition	Espèce représentative recommandée
Mammifères herbivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion des parties aériennes des plantes Ingestion des racines des plantes Ingestion d'invertébrés*	Campagnol des champs Marmotte commune
Mammifères granivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion des parties aériennes des plantes Ingestion des racines des plantes Ingestion d'invertébrés*	Souris commune Tamia rayé Écureuil gris
Mammifères insectivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés Ingestion de vertébrés*	Grande musaraigne Musaraigne cendrée Taupe à queue velue
Mammifères omnivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de plantes Ingestion d'invertébrés Ingestion de vertébrés	Rat surmulot Raton laveur Moufette rayée
Mammifères carnivores	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de plantes* Ingestion d'invertébrés* Ingestion de vertébrés	Renard roux Belette à longue queue Vison d'Amérique Hermine

\* Selon le régime alimentaire de l'espèce sélectionnée

Pour les oiseaux semi-aquatiques, l'inhalation et l'ingestion d'eau, de sol, de sédiments, de plantes et/ou d'invertébrés sont les voies d'exposition à retenir. La voie d'exposition par contact dermique est considérée comme marginale étant donné la présence de plumes. Pour les mammifères semi-aquatiques, l'inhalation et l'ingestion d'eau, de sol, de sédiments et de végétation sont les voies d'exposition à considérer. La voie d'exposition par contact dermique est considérée comme marginale étant donné la présence de fourrure. Les voies d'exposition à considérer pour les récepteurs écologiques semi-aquatiques sont résumées au tableau 3.

**Tableau 3 : Voies d'exposition considérées pour les récepteurs écologiques semi-aquatiques**

Récepteur	Voies d'exposition	Espèce représentative recommandée
Oiseaux semi-aquatiques	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de sédiment Ingestion de plantes ou d'invertébrés terrestres	Canard colvert
Mammifères semi-aquatiques	Inhalation Ingestion d'eau Ingestion de sol Ingestion de sédiment Ingestion de plantes ou d'invertébrés terrestres	Rat musqué

## 4. Détermination des concentrations et des doses d'exposition

Les sections suivantes présentent les modèles de régression de base, les équations à privilégier pour déterminer les concentrations d'exposition pour les micro-organismes, les plantes terrestres et les invertébrés du sol, de même que les doses d'exposition pour les vertébrés. D'autres modèles peuvent être utilisés dans le cadre des ERE, si le consultant les juge plus appropriés, pourvu qu'ils soient justifiés et qu'un argumentaire basé sur des données scientifiques soit présenté dans le rapport d'étude.

Afin de diminuer le degré d'incertitude associée aux indices de risque, notons qu'il est possible de mesurer les contaminants dans les différentes matrices du site à l'étude. Ainsi, en plus des analyses dans les sols, la présence des contaminants dans l'air (ex. : en cas de contaminants volatils), dans l'eau (ex. : en cas de présence de mares stagnantes), dans les sédiments, dans les plantes et dans les vers de terre peut être mesurée directement sur le site à l'étude. Il s'agit alors de déterminer les concentrations de contaminants dans ces matrices. Les méthodes d'échantillonnage ainsi que les méthodes d'analyses utilisées doivent être précisées dans le rapport d'étude. Lorsque la caractérisation du site est réalisée en application des dispositions de la section IV du chapitre IV (titre I) de la LQE, ces méthodes doivent être conformes à celles prescrites dans le *Guide de caractérisation des terrains* (MELCCFP, 2024 ou version ultérieure en vigueur) et dans les différents cahiers et autres documents relatifs au [Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales](#) du CEAÉQ.

### 4.1 Concentration dans les sols

La distribution des concentrations des contaminants dans les sols, la moyenne, le nombre d'échantillons considérés, l'écart type, la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne arithmétique (LSIC95), ainsi que les concentrations minimum et maximum doivent être présentés dans un tableau du rapport d'étude pour chaque contaminant retenu.

Il convient de noter que l'approche d'ERE préliminaire est une approche conservatrice. En conséquence, et par souci d'harmonisation avec les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* (INSPQ, 2012) et les *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols*, les concentrations de contaminants dans les sols utilisées dans l'ERE doivent correspondre à la limite supérieure à 95 % de l'intervalle de confiance sur la moyenne arithmétique (LSIC95) des concentrations mesurées dans les échantillons de sols du site à l'étude ou à la teneur maximale mesurée. La LSIC95 doit être utilisée lorsqu'un minimum de 30 échantillons a été prélevé sur le site. Ce nombre a été sélectionné étant donné qu'il est à la base de l'hypothèse d'une distribution normale et qu'à partir de cette taille, on a une assez bonne idée de la valeur de l'écart type de la population. Lorsque le nombre de résultats d'échantillonnage est inférieur à 30, la concentration maximale doit alors être utilisée.

Lorsque des échantillons présentent une concentration sous le seuil de détection, il existe plusieurs méthodes pour déterminer les données à employer. Comme proposé dans le *Guide de caractérisation physicochimique de l'état initial des sols avant l'implantation d'un projet industriel* (MDDELCC, 2015), si un résultat est inférieur à la limite de détection de la méthode, la valeur à considérer est la moitié de cette limite. Le logiciel statistique ProUCL (EPA, 2022), recommandé spécifiquement par l'EPA (Environmental Protection Agency) pour l'analyse d'ensembles de données environnementales avec et sans observations non détectées, peut également être utilisé.

Mentionnons que ces approches sont celles recommandées au moment de publier le présent document. Elles pourraient évoluer dans le temps, en fonction des nouvelles connaissances.

## 4.2 Concentration dans l'air

Les concentrations de contaminants dans l'air peuvent être mesurées ou modélisées en présumant que les sources d'émission de contaminants dans l'air proviennent de la remise en suspension de particules de sol par érosion éolienne. L'équation suivante présente l'une des méthodes de calcul acceptable pour les ERE préliminaires :

$$C_{\text{air.ext.p}} = 0,76 \times C_{\text{sol}} \times 1,0E^{-09}$$

où

$C_{\text{air.ext.p}}$  : concentration dans l'air extérieur résultant de la mise en suspension de particules de sol ( $\text{mg}/\text{m}^3$ );

0,76 : concentration de matières particulaires dans l'air provenant des sols ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ); valeur proposée par Santé Canada (2021) pour un scénario résidentiel;

$C_{\text{sol}}$  : concentration du contaminant dans les sols de surface ( $\text{mg}/\text{kg}$ );

$1,0 E^{-09}$  : facteur de conversion d'unités (de kg à  $\mu\text{g}$ ).

L'utilisation des concentrations obtenues dans l'air à la suite de modélisations, telles que celle de l'ASTM RBCA Task Group (1995), est également acceptée.

## 4.3 Concentration dans l'eau des mares temporaires

Afin d'obtenir un portrait des concentrations pouvant être mesurées dans les eaux de surface qui seront temporairement disponibles sur le site pour les récepteurs écologiques, les concentrations des différents contaminants peuvent être calculées à l'aide de modèles conservateurs, permettant d'obtenir des concentrations en contaminants dans l'eau interstitielle des sols sans tenir compte de la possible dilution pouvant survenir sur le site à l'étude. Le modèle recommandé varie selon la nature du contaminant.

Pour les métaux, le modèle recommandé est tiré de MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1996). Ce calcul simplifié suppose que tout le contaminant entrant en contact avec le cours d'eau demeure en suspension dans l'eau, adsorbé aux particules, ce qui n'est généralement pas représentatif de la réalité et peut entraîner une surestimation importante des concentrations potentielles dans l'eau.

$$C_e = C_{\text{sol}} \times 0,315 \times 0,001$$

où

$C_e$  : concentration du contaminant dans l'eau de surface provenant du ruissellement ( $\text{mg}/\text{l}$ );

0,315 : concentration de matières en suspension dans l'eau ( $\text{g}/\text{l}$ );

0,001 : constante de conversion d'unités (de g à kg).

Pour les contaminants organiques, le modèle recommandé est tiré de l'EPA (2005) :

$$C_e = \frac{C_{\text{sol}}}{K_d}$$

où

$K_d$  : coefficient d'adsorption du contaminant au sol ou coefficient de partage sol/eau ( $\text{l}/\text{kg}$ ).

La valeur de  $K_d$  est habituellement disponible dans la littérature. Elle peut aussi être calculée selon l'équation suivante :

$$K_d = F_{oc} \times K_{oc}$$

où

$F_{oc}$  : contenu en carbone organique (fraction);

$K_{oc}$  : coefficient de partition du contaminant eau/sol sur carbone organique (l/kg).

Lorsque le contenu en carbone organique n'a pas été mesuré sur le site, le contenu en carbone organique suggéré est de 0,6 %, valeur par défaut proposé par l'INSPQ (INSPQ, 2005). Les coefficients de partition  $K_{oc}$  des substances retenues dans l'étude peuvent être obtenus dans la littérature ou calculés selon l'équation suivante, tirée de l'EPA (1999) :

$$\log K_{oc} = 0,983 \log K_{oe} + 0,0002$$

où

$K_{oe}$  : coefficient de partage octanol-eau.

Des valeurs de  $K_{oe}$  sont disponibles dans la littérature.

Mentionnons que le MELCCFP est conscient que ce modèle présente certaines lacunes puisqu'il ne tient notamment pas compte des contaminants adsorbés à la matière en suspension, qui seront également consommés par les récepteurs. Bien que des modèles tenant compte de ce paramètre soient disponibles dans la littérature, ils n'ont pas été recommandés d'emblée, puisqu'ils sont moins conservateurs, en plus d'être généralement moins accessibles à tous. Rappelons que le consultant peut néanmoins sélectionner un autre modèle dans son rapport d'étude, tant qu'il justifie son choix.

#### 4.4 Concentrations dans les parties aériennes des plantes terrestres

Les concentrations de contaminants dans les différentes parties des plantes terrestres peuvent être mesurées ou modélisées. Il est par exemple possible de déterminer les teneurs dans les petits fruits ingérés par certains types de récepteurs par des modèles reconnus pour l'évaluation des risques à la santé humaine (ex. : INSPQ, 2005; EPA, 1996; Baes, 1984). À défaut d'utiliser ces modèles ou des concentrations analysées en laboratoire, les modèles présentés dans cette section pour déterminer les concentrations dans les parties aériennes peuvent être sélectionnés pour les extrapoler aux autres parties des plantes, tels que les petits fruits. Mentionnons également que les modèles présentés dans ce document tiennent uniquement compte de l'absorption racinaire. Il est néanmoins possible de considérer la déposition atmosphérique et le transfert des contaminants retrouvés dans l'air à travers les feuilles, selon les modèles disponibles dans la littérature.

#### 4.4.1 Contaminants métalliques

Les concentrations dans les parties aériennes des plantes terrestres peuvent être estimées à l'aide de l'équation suivante (Travis et Arms, 1988) :

$$C_p = C_{sol} \times FB_p$$

où

$C_p$  : concentration dans les parties aériennes des plantes terrestres (poids frais; mg/kg);

$FB_p$  : facteur de bioconcentration sol-plante ( $kg_{sol}/kg_{plantes}$ )<sup>2</sup>.

À défaut de facteur de bioconcentration basé sur des données expérimentales, le facteur de bioconcentration peut être estimé à l'aide du modèle proposé par Baes et collab. (1984) :

$$FB_p = e^{(2,38 - \ln K_d)/0,89}$$

Le facteur obtenu étant exprimé sur une base sèche, une conversion de base fraîche à humide devra être effectuée, en supposant que les plantes contiennent 25 % de matière sèche (Baes et collab., 1984).

Les équations de régression proposées par Bechtel Jacobs Company LLC (1998) et reprises par l'EPA (2007) peuvent également être utilisées pour estimer les teneurs dans les parties aériennes des plantes terrestres pour certains métaux. Ces modèles de régression sont présentés au tableau 4. Précisons que ces estimations sont encore une fois générées en base sèche et qu'elles devront être converties en base fraîche.

**Tableau 4 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents métaux dans les parties aériennes des plantes terrestres**

Métal	Modèle de régression
Arsenic	$\ln C_p = - 1,992 + 0,564 \ln C_{sol}$
Cadmium	$\ln C_p = - 0,476 + 0,546 \ln C_{sol}$
Cuivre	$\ln C_p = 0,669 + 0,394 \ln C_{sol}$
Mercure	$\ln C_p = - 0,996 + 0,544 \ln C_{sol}$
Nickel	$\ln C_p = - 2,224 + 0,478 \ln C_{sol}$
Plomb	$\ln C_p = - 1,328 + 0,561 \ln C_{sol}$
Sélénium	$\ln C_p = - 0,678 + 1,104 \ln C_{sol}$
Zinc	$\ln C_p = 1,575 + 0,555 \ln C_{sol}$

#### 4.4.2 Contaminants organiques

Des équations de régression, présentées dans EPA (2007), peuvent être utilisées pour estimer les teneurs dans les parties aériennes des plantes terrestres pour certains HAP. Ces modèles sont résumés au tableau 5.

---

2 Il est possible d'utiliser des  $FB_p$  modélisées ou provenant de données expérimentales publiées dans la littérature. Les  $FB_p$  publiés sont disponibles autant en base sèche qu'en base humide. Une attention particulière devra être apportée afin de prioriser ceux en base humide. Autrement, une conversion devra être effectuée.



**Tableau 5 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents HAP dans les parties aériennes des plantes terrestres**

HAP	Modèle de régression
Acénaphthène	$\ln C_p = - 5,562 - 0,8556 \ln C_{sol}$
Acénaphthylène	$\ln C_p = - 1,144 + 0,791 \ln C_{sol}$
Anthracène	$\ln C_p = - 0,9887 + 0,7784 \ln C_{sol}$
Benzo(a)anthracène	$\ln C_p = - 2,7078 + 0,5944 \ln C_{sol}$
Benzo(a)pyrène	$\ln C_p = - 2,0615 + 0,975 \ln C_{sol}$
Benzo(g,h,i)perylene	$\ln C_p = - 0,9313 + 1,1829 \ln C_{sol}$
Benzo(k)fluoranthène	$\ln C_p = - 2,1579 + 0,8595 \ln C_{sol}$
Chrysène	$\ln C_p = - 2,7078 + 0,5944 \ln C_{sol}$
Fluorène	$\ln C_p = - 5,562 - 0,8556 \ln C_{sol}$
Phénanthrène	$\ln C_p = - 0,1665 + 0,6203 \ln C_{sol}$

Tout comme pour les métaux pour lesquels aucune droite de régression n'est disponible, la concentration des contaminants organiques dans les parties aériennes des plantes terrestres pour les autres contaminants organiques est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$C_p = C_{sol} \times FB_p$$

Le facteur de bioconcentration  $FB_p$  dans les plantes (parties aériennes comprenant les feuilles et les tiges) peut être déterminé à l'aide de l'équation de Travis et Arms (1988), précisée ci-dessous. Il faut noter que cette équation, qui fournit un résultat en base sèche et qui devra donc être convertie en base humide, a été modélisée à partir de résultats obtenus avec des contaminants qui ont des valeurs de  $\log K_{oe}$  comprises entre 1,15 et 9,35. Au-delà de ces valeurs de  $\log K_{oe}$ , l'applicabilité du modèle est inconnue.

$$\log FB_p = 1,588 - 0,578 \log K_{oe}$$

Rappelons que les valeurs de  $K_{oe}$  sont disponibles dans la littérature.

## 4.5 Concentrations dans les racines des plantes terrestres

### 4.5.1 Contaminants métalliques

Bien que le MELCCFP soit conscient que ce modèle n'ait pas été développé pour l'estimation des concentrations de contaminants dans les fruits, les graines ou les racines, les plantes bioaccumulant généralement les éléments inorganiques dans ces structures dans une proportion différente de celle du feuillage ou des tiges, la concentration des métaux dans les racines des plantes terrestres peut être estimée en utilisant un facteur de bioconcentration sol-plante, comme présenté à la section 4.4.1. Ce modèle est actuellement recommandé, à défaut d'un plus adapté.

#### 4.5.2 Contaminants organiques

La concentration des contaminants organiques dans les racines des plantes terrestres peut être estimée à l'aide des équations suivantes :

$$C_r = C_e \times FB_r$$

où

- $C_r$  : concentration des contaminants dans les racines des plantes terrestres exprimée en poids frais (mg/kg);  
 $C_e$  : concentration des contaminants dans l'eau du sol (mg/l), comme présentée à la section 4.3;  
 $FB_r$  : facteur de bioconcentration pour les racines des plantes terrestres (l/kg de poids frais).

À défaut d'utiliser des données expérimentales tirées de la littérature, le facteur de bioconcentration dans les racines des plantes terrestres pour les contaminants organiques peut être déterminé selon l'équation de Briggs et collab. (1983) et cité dans Sample et collab. (1997) :

$$\log FB_r = 0,77 \log K_{oe} - 1,52$$

Cette relation a été développée à partir de résultats obtenus avec des contaminants qui ont des valeurs de  $\log K_{oe}$  comprises entre 2 et 5. Sa validité ne peut donc être assurée pour des valeurs au-dessus ou en dessous de celles précisées précédemment.

À défaut d'utiliser les concentrations dans l'eau du sol, les concentrations des contaminants organiques dans les racines des plantes terrestres peuvent être estimées directement à partir des teneurs dans les sols, exprimés en poids frais :

$$C_r = C_{sol} \times FB_r$$

Le facteur de bioconcentration pour les racines peut alors être estimé selon l'équation proposée initialement par McKone (1993) et recommandée par Hope (1995) :

$$FB_r = 270K_{oe}^{-0,58}$$

Mentionnons que, dans le cas où les  $FB_r$  répertoriées dans la littérature étaient exprimées en poids sec, les concentrations dans les racines devront être converties en poids frais, en tenant compte d'un taux de matière sèche dans les racines de 0,2 kg poids sec/kg poids frais (INSPQ, 2005).

#### 4.6 Concentrations dans les invertébrés du sol

Peu ou pas de modèles sont actuellement disponibles pour estimer les concentrations dans les invertébrés terrestres, pourtant consommés par plusieurs espèces de mammifères, d'oiseaux, de reptiles ou d'amphibiens. En l'absence de modèle adéquat, les concentrations estimées dans les invertébrés du sol sont utilisées pour l'ensemble des invertébrés.

##### 4.6.1 Contaminants métalliques

Les concentrations d'arsenic, de cadmium, de cuivre, de manganèse, de mercure, de plomb, de sélénium et de zinc dans les invertébrés du sol doivent être estimées suivant les modèles de régression recommandés par Sample et collab. (1998b) et repris par l'EPA (2007), comme présentés au tableau 6.

**Tableau 6 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents métaux dans les invertébrés du sol**

Métal	Modèle de régression
Arsenic	$\ln C_i = -1,421 + 0,706 \ln C_{sol}$
Cadmium	$\ln C_i = 2,114 + 0,795 \ln C_{sol}$
Cuivre	$\ln C_i = 1,675 + 0,264 \ln C_{sol}$
Manganèse	$\ln C_i = -0,809 + 0,682 \ln C_{sol}$
Mercure	$\ln C_i = -0,684 + 0,118 \ln C_{sol}$
Plomb	$\ln C_i = -0,218 + 0,807 \ln C_{sol}$
Sélénium	$\ln C_i = -0,075 + 0,733 \ln C_{sol}$
Zinc	$\ln C_i = 4,449 + 0,328 \ln C_{sol}$

$C_i$  : concentration dans les invertébrés (poids sec; mg/kg).

Puisque ces équations permettent d'obtenir la concentration dans les invertébrés terrestres en poids sec, les valeurs obtenues doivent être converties en concentration en supposant une teneur en eau de 84 % dans les invertébrés du sol (EPA, 2007, 1993).

Pour les autres métaux, pour lesquels aucune droite de régression n'est disponible, les concentrations dans les invertébrés terrestres sont estimées à l'aide de l'équation suivante :

$$C_i = C_{sol} \times FB_i$$

où

$FB_i$  : facteur de bioconcentration sol-invertébrés du sol (mg/kg).

Des facteurs de bioconcentration sol-invertébrés terrestres sont disponibles dans la littérature, notamment dans Sample et collab. (1997). Selon les  $FB_v$  sélectionnés, une conversion pourrait être nécessaire si la valeur retenue est en poids sec.

#### 4.6.2 Contaminants organiques

Des modèles de régression ont été développés par Sample et collab. (1998b) pour les biphényles polychlorés (BPC) et les dioxines et furanes (TCDD) :

$$\text{Pour les BPC} : \ln C_i = 1,41 + 1,361 \ln C_{sol}$$

$$\text{Pour la TCDD} : \ln C_i = 3,533 + 1,182 \ln C_{sol}$$

Les concentrations dans les invertébrés du sol pour les autres contaminants organiques peuvent être estimées à l'aide des équations suivantes (EPA, 1999) :

$$C_i = C_{sol} \times FB_i$$

$$FB_i = 0,819 \log K_{oe} - 1,146$$

Les concentrations dans les invertébrés terrestres peuvent également être estimées selon l'équation présentée initialement par Connell et Markwell (1990) et reprises dans de multiples publications (Sample et collab., 1997; Jager et collab. 1998; EPA, 2007). Ces modèles ont été développés pour des contaminants ayant un  $\log K_{oe}$  compris entre 1 et 6,5 :

$$C_i = K_{si} \times C_{sol}$$

où

$K_{si}$  : coefficient de partage sol-invertébrés du sol (kg sol/kg invertébrés du sol).

À défaut de valeurs tirées de la littérature, le coefficient de partage sol-invertébrés terrestres  $K_{si}$ , qui est l'équivalent d'un facteur de bioconcentration, peut être estimé selon l'équation suivante (Jager et collab., 1998; EPA, 2007) :

$$\log K_{si} \text{ (L/kg invertébrés du sol)} = 0,87 \times \log K_{oe} - 2$$

Le  $K_{si}$  obtenu par cette formule étant exprimé en L/kg invertébrés du sol, l'équation suivante devra être utilisée pour convertir en kg sol/kg invertébrés du sol (EPA, 2007) :

$$K_{si} \text{ (kg sol/kg invertébrés du sol)} = \frac{K_{si} \text{ (L/kg invertébrés du sol)}}{K_d}$$

## 4.7 Concentrations dans les vertébrés

Contrairement aux plantes et aux invertébrés, les teneurs dans les vertébrés, qui servent de proies aux prédateurs de niveaux trophiques supérieurs, tels que les carnivores, sont plus rarement mesurées directement sur le terrain. Leurs teneurs doivent donc être modélisées, selon les équations présentées dans cette section.

### 4.7.1 Concentrations dans les petits mammifères

Les méthodes recommandées par Sample et collab. (1998a) et reprises par l'EPA (2007) peuvent être utilisées pour estimer les concentrations de métaux dans les petits mammifères. Celles-ci représentent des estimations vraisemblables des concentrations pouvant être mesurées dans les petits mammifères fréquentant un site contaminé. Elles ont été développées pour différents régimes alimentaires, incluant les mammifères omnivores, les herbivores et les insectivores terrestres. Elles sont disponibles pour l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb, le sélénium et le zinc, et les modèles de régression sont résumés dans le tableau 7. Étant donné le conservatisme nécessaire dans les ERE, les équations priorisées correspondent à la limite de prédiction supérieure à 95 % des équations développées, à condition que le niveau de corrélation estimé entre les teneurs dans les sols et celles dans les petits mammifères soit jugé adéquat. Lorsque de telles équations ne sont pas disponibles pour un contaminant ou un récepteur, les formules générales peuvent être utilisées. Le consultant peut néanmoins utiliser celles qu'il juge le plus appropriées, pourvu que les choix soient justifiés dans le rapport d'étude.

**Tableau 7 : Modèles de régression permettant d'estimer les concentrations de différents métaux dans les petits mammifères**

Métal	Pour les omnivores	Pour les herbivores	Pour les insectivores
Arsenic	$\ln C_m = - 4,5796 + 0,7354 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = - 5,6531 + 1,1382 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = - 4,8471 + 0,8188 \ln C_{sol}$
Cadmium	$\ln C_m = - 1,5383 + 0,566 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = - 1,2571 + 0,4723 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = 0,815 + 0,9638 \ln C_{sol}$
Chrome	$\ln C_m = - 1,4945 + 0,7326 \ln C_{sol}$	-	$\ln C_m = - 1,4599 + 0,7338 \ln C_{sol}$
Cuivre	$\ln C_m = 1,4592 + 0,2681 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = 2,0420 + 0,1444 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = 2,1042 + 0,1783 \ln C_{sol}$
Nickel	$\ln C_m = - 0,2462 + 0,4658 \ln C_{sol}$		
Plomb	$\ln C_m = 0,0761 + 0,4422 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = - 0,6114 + 0,5181 \ln C_{sol}$	$\ln C_m = 0,4819 + 0,4869 \ln C_{sol}$
Sélénium	$\ln C_m = - 0,4158 + 0,3764 \ln C_{sol}$		
Zinc	$\ln C_m = 4,4713 + 0,0738 \ln C_{sol}$		

$C_m$  : concentration dans les petits mammifères (poids sec; mg/kg). Les concentrations doivent être ramenées en poids frais, en tenant compte d'une teneur en eau dans les mammifères de 75 % (Sawka et collab., 2005; Wang et collab., 1999).

Pour les autres métaux et les substances organiques, il n'existe pas de droite de régression ou de relation directe entre la concentration dans les sols et la concentration dans les petits mammifères. L'approche suggérée pour estimer les teneurs dans les organismes supérieurs, dont le contact avec les sols est principalement indirect, consiste à calculer les doses multivoies auxquelles les petits mammifères sont exposés, puis à multiplier ces doses par des facteurs de biotransfert spécifiques à chaque substance et chaque récepteur. L'équation adaptée de l'EPA (1999) peut alors être utilisée pour estimer la concentration dans les petits mammifères :

$$C_m = \left[ \sum (C_{al\ i} \times F_{al\ i} \times T_{ing\ i}) + (C_s \times T_{ingsol}) + (C_e \times T_{inge}) + (C_{sed} \times T_{ingsed}) \right] \times FBT_{espèce}$$

où

- $C_{al\ i}$  : concentration du contaminant dans l'aliment  $i$  (poids frais; mg/kg);
- $C_{sed}$  : concentration du contaminant dans les sédiments (poids frais; mg/kg);
- $F_{al\ i}$  : fraction de la diète constituée par l'aliment  $i$  (sans unité);
- $T_{inge}$  : taux d'ingestion d'eau (l/kg/j);
- $T_{ingsol}$  : taux d'ingestion de sol (kg<sub>sol</sub>/kg/j);
- $T_{ing\ i}$  : taux d'ingestion de l'aliment  $i$  par le mammifère (kg<sub>al</sub>/kg/j);
- $T_{ingsed}$  : taux d'ingestion de sédiments (kg<sub>sed</sub>/kg/j);
- $FBT_{espèce}$  : facteur de biotransfert spécifique au contaminant et au récepteur (j/kg).

Le facteur de biotransfert est défini comme le ratio de la concentration en une substance mesurée dans les tissus d'un organisme et de la dose à laquelle ce dernier a été exposé. À défaut de valeur mesurée, les facteurs de biotransfert peuvent être estimés selon l'équation suivante (EPA, 1999) :

$$\text{Log } FBT_{boeuf} = - 7,6 + \text{log } K_{oe}$$

Cette équation a été développée à partir de données sur le bœuf d'élevage. Puisque le facteur de biotransfert correspond au ratio de la concentration retrouvée à l'équilibre dans l'organisme étudié (en mg/kg) et de la dose d'exposition absolue à laquelle celui-ci a été exposé (en mg/j)<sup>3</sup>, il n'est pas directement transposable d'une espèce à l'autre. En effet, si aucun ajustement de taille n'est effectué, les concentrations dans la chair des espèces plus massives, qui ont un taux absolu d'ingestion de nourriture plus important,

3 Plutôt qu'en dose d'exposition relative, qui serait exprimée en mg/kg de poids corporel par jour.

seraient supérieures de plusieurs ordres de grandeur à celles estimées dans la chair d'espèces de taille moins imposante. Dès lors, le FBT spécifique à chaque espèce peut être mis à l'échelle sur la base de l'équation suivante, tirée de OEHHA (2012) :

$$FBT_{\text{espèce}} = FBT_{\text{boeuf}} \times \frac{Pds_{\text{boeuf}}^{0,75}}{Pds_{\text{espèce}}^{0,75}}$$

Cette mise à l'échelle peut être utilisée en supposant que le poids corporel d'un bœuf d'élevage est d'environ 500 kg, soit la valeur retenue par l'OEHHA pour développer son modèle. Dans l'éventualité où un FBT documenté pour une autre espèce de référence (ex. : porc, souris, etc.) soit répertorié dans la littérature consultée, la même procédure de mise à l'échelle peut être utilisée en ajustant le poids à l'espèce appropriée.

#### 4.7.2 Concentrations dans les oiseaux

Tout comme pour les petits mammifères, les formules présentées à la section 4.7.1 pour déterminer les concentrations de contaminants dans la chair des petits mammifères peuvent être utilisées pour estimer les teneurs accumulées dans les oiseaux pouvant être ingérés par les niveaux trophiques supérieurs fréquentant le site à l'étude.

Des facteurs de biotransfert pour certaines espèces d'oiseaux, notamment chez la volaille, peuvent être trouvés dans la littérature. À défaut de valeurs publiées dans la documentation consultée, la formule pour déterminer le facteur de biotransfert chez les mammifères peut être utilisée, mais en l'adaptant selon la recommandation effectuée par l'EPA (1999) :

$$FBT_{\text{ois}} = 0,8 \times FBT_{\text{boeuf}}$$

Les FBT obtenus pour les oiseaux doivent ensuite être mis à l'échelle en fonction du poids, à partir de la même relation que chez les mammifères.

Considérant les recommandations effectuées pour estimer le risque pour les amphibiens et les reptiles (voir chapitre 6), ces équations peuvent également s'appliquer pour estimer les teneurs dans ces récepteurs.

## 4.8 Doses d'exposition pour les vertébrés

### 4.8.1 Dose d'exposition par inhalation

La dose d'exposition par inhalation des oiseaux et des mammifères doit être calculée comme suit :

$$D_{\text{inh}} = T_{\text{inh}} \times C_{\text{air}}$$

où

- $D_{\text{inh}}$  : dose d'exposition par inhalation (mg/kg/j);
- $T_{\text{inh}}$  : taux d'inhalation (m<sup>3</sup>/kg/j);
- $C_{\text{air}}$  : concentration dans l'air du contaminant (mg/m<sup>3</sup>).

Les taux d'inhalation  $T_{inh}$  sont estimés à partir des équations allométriques fournies dans Sample et collab. (1997) et reprises dans Suter II et collab. (2000) :

$$T_{inh} \text{ Oiseaux} = \frac{0,40896 \times Pds^{0,77}}{Pds}$$

$$T_{inh} \text{ Mammifères} = \frac{0,54576 \times Pds^{0,8}}{Pds}$$

où

$Pds$  : poids de l'animal (kg).

#### 4.8.2 Dose d'exposition par ingestion d'aliments

La dose d'exposition par ingestion d'aliments des oiseaux et des mammifères est calculée comme suit :

$$D_{inga} = \sum (T_{inga i} \times C_{al i})$$

où

$D_{inga}$  : dose d'exposition au contaminant (mg/kg/j).

Les taux d'ingestion doivent en premier lieu être tirés des fiches descriptives sur les paramètres d'exposition sur les oiseaux et les mammifères rédigés par le CEAEQ. En cas d'absence de données, d'autres sources peuvent être consultées et les données retenues doivent être justifiées dans le rapport de l'ERE.

Dans le cas des oiseaux, le taux d'ingestion total d'aliments peut être estimé à l'aide de l'équation ci-dessous (Sample et collab., 1997) :

$$T_{inga} \text{ Oiseaux} = \frac{0,0582 \times Pds^{0,651}}{Pds}$$

Des formules sont également fournies pour déterminer le taux d'ingestion total d'aliments chez différentes espèces de mammifères (Sample et collab., 1997) :

$$T_{inga} \text{ Rongeurs} = \frac{0,0306 \times Pds^{0,564}}{Pds}$$

$$T_{inga} \text{ Herbivores} = \frac{0,0875 \times Pds^{0,727}}{Pds}$$

$$T_{inga} \text{ Autres mammifères placentaires} = \frac{0,0687 \times Pds^{0,822}}{Pds}$$

Les taux d'ingestion de chaque catégorie d'aliments sont par la suite calculés en multipliant le taux d'ingestion d'aliments (total de toutes les catégories d'aliments) par le pourcentage de l'aliment  $i$  dans la diète.

#### 4.8.3 Dose d'exposition par ingestion de sol

La dose d'exposition par ingestion de sol pour les oiseaux et les mammifères est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$D_{\text{ingsol}} = T_{\text{ingsol}} \times C_{\text{sol}}$$

où

$D_{\text{ingsol}}$  : dose d'exposition par ingestion de sol (mg/kg/j).

Les taux d'ingestion de sols sont présentés dans les fiches descriptives sur les paramètres d'exposition des mammifères et des oiseaux préparées par le CEAEQ. En cas d'absence d'informations, ils peuvent être tirés de la littérature, notamment de Beyer et collab. (1994) ou de EPA (1999), qui présentent tous deux des données sur la proportion de la diète composée de sols pour de nombreuses espèces d'oiseaux et de mammifères. Si d'autres sources sont retenues, elles doivent être justifiées dans le rapport de l'ERE.

#### 4.8.4 Dose d'exposition par ingestion de sédiments

La dose par ingestion de sédiments ne doit être calculée que lorsqu'un milieu aquatique est présent au site à l'étude. Pour les oiseaux et des mammifères, cette dose est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$D_{\text{ingsed}} = T_{\text{ingsed}} \times C_{\text{sed}}$$

où

$D_{\text{ingsed}}$  : dose d'exposition par ingestion de sédiments (mg/kg/j).

Tout comme les taux d'ingestion de sols, les taux d'ingestion de sédiments peuvent être trouvés dans la littérature. En cas de manque d'informations, les taux d'ingestion de sols peuvent être appliqués aux sédiments.

#### 4.8.5 Dose d'exposition par ingestion d'eau

La dose d'exposition par ingestion d'eau pour les oiseaux et des mammifères est estimée à l'aide de l'équation suivante :

$$D_{\text{inge}} = T_{\text{inge}} \times C_e$$

où

$D_{\text{inge}}$  : dose d'exposition par ingestion d'eau (mg/kg/j).

Les taux d'ingestion d'eau sont présentés dans les fiches descriptives sur les paramètres d'exposition des mammifères et des oiseaux du CEAEQ.

En l'absence de données, le taux d'ingestion d'eau chez les oiseaux peut être déterminé à l'aide de l'équation allométrique suivante (Sample et collab., 1997; Suter II et collab. 2000) :

$$T_{\text{inge Oiseaux}} = \frac{0,059 \times Pds^{0,67}}{Pds}$$

Le taux d'ingestion d'eau des mammifères peut quant à lui être déterminé à l'aide de l'équation allométrique suivante (Sample et collab., 1997; Suter II et collab. 2000) :

$$T_{\text{inge Mammifères}} = \frac{0,099 \times Pds^{0,90}}{Pds}$$



#### 4.8.6 Dose d'exposition totale

La dose d'exposition totale est calculée en faisant la somme des doses de chacune des voies d'exposition. De plus, puisque l'évaluation vise à estimer le risque pour les récepteurs utilisant le site à l'étude et ses environs, la dose d'exposition totale est ensuite pondérée en fonction de l'utilisation potentielle de la zone contaminée par les récepteurs écologiques. Ainsi, pour chacune des espèces retenues dans le cadre du modèle conceptuel, la dose totale d'exposition est multipliée par un facteur de pondération, PA, qui correspond au pourcentage d'utilisation effective du site à l'étude par rapport à l'aire de son domaine vital complet. Enfin, la dose totale d'exposition peut être pondérée par un facteur, PT, qui estime la proportion du temps où l'espèce est présente sur le site à l'étude. Ce dernier facteur peut être utilisé pour tenir compte de la migration ou de l'hibernation de certains récepteurs.

La dose totale d'exposition pour les oiseaux et des mammifères est estimée de la façon suivante :

$$D_{\text{total}} = (D_{\text{inh}} + D_{\text{inga}} + D_{\text{ingsed}} + D_{\text{ingsol}} + D_{\text{inge}}) \times PA \times PT$$

où

- $D_{\text{total}}$  : dose d'exposition totale au contaminant (mg/kg/j);  
PA : proportion de l'aire utilisée par l'espèce qui se trouve sur le site à l'étude (fraction);  
PT : proportion du temps où l'espèce est présente sur le site.

Les tailles des domaines vitaux sont présentées pour de nombreuses espèces dans les fiches descriptives sur les paramètres d'exposition des mammifères et des oiseaux du CEAEQ. Les valeurs attribuées au terme PT doivent être documentées, référées et ajustées pour chacune des espèces et des régions à l'étude.

## 5. Sélection des valeurs toxicologiques de référence

Trois valeurs toxicologiques de référence (VTR), correspondant à trois niveaux de protection des populations acceptables qui peuvent s'appliquer selon l'usage du terrain, sont disponibles pour les cinq groupes de récepteurs écologiques, soit les micro-organismes, les végétaux, les invertébrés du sol, les oiseaux et les mammifères (CEAEQ, 2012). Il s'agit de :

- N1 : la valeur de référence pour les usages sensibles, qui correspond à 10 % d'effets néfastes acceptés. Ce seuil, qui est disponible uniquement pour certains contaminants chez les végétaux, les oiseaux et les mammifères, doit être utilisé lorsqu'une espèce à statut particulier est présente sur le site à l'étude. Dans l'éventualité où un contaminant potentiellement préoccupant mesuré dans les sols du site n'ait pas de VTR de ce niveau, celui du niveau suivant peut être utilisé;
- N2 : la valeur de référence pour les usages résidentiel, récréatif et institutionnel, qui correspond à 20 % d'effets néfastes acceptés. Ce seuil correspond à un niveau d'effet inférieur à la variation naturelle des populations, soit à une absence de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire à une absence de changement structurel ou fonctionnel excédant la variabilité naturelle;
- N3 : la valeur de référence pour les usages commercial et industriel, qui correspond à 40 % d'effets néfastes acceptés. Ce seuil correspond à un faible niveau de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire à un faible changement structurel ou fonctionnel pouvant excéder la variabilité naturelle, mais ne mettant pas en cause la pérennité des populations.

Précisons que pour tous les récepteurs, les VTR proposées par le MELCCFP sont les valeurs à privilégier. Celles-ci sont conformes au niveau de protection des composantes de l'écosystème selon l'usage du terrain pour l'application du Guide d'intervention et de la section IV du chapitre IV (titre I) de la LQE sur la protection et la réhabilitation des terrains. D'autres sources sont proposées pour chaque niveau trophique, lorsque le MELCCFP ne fournit aucune valeur.

### 5.1 Micro-organismes

Dans l'ERE, le risque de diminution d'une fonction associée à une communauté microbienne doit être estimé en comparant les concentrations mesurées dans les sols de surface, pour chacun des contaminants retenus, avec les valeurs de référence retenues.

Les VTR proposées par le MELCCFP sont les valeurs à privilégier. Lorsque le MELCCFP ne présente pas de VTR pour un contaminant, les valeurs proposées par Efroymsen et collab. (1997a) sont également acceptées. Dans ces deux cas (CEAEQ, 2012; Efroymsen et collab., 1997a), les valeurs de références sont fondées sur l'analyse d'une grande base de données de résultats d'études toxicologiques et elles sont proposées pour différents usages des terrains. D'autres valeurs de référence ou valeurs seuil peuvent être utilisées. Cependant, tout autre choix devra être justifié.

Mentionnons qu'au moment de publier ce document, aucune valeur de référence n'est disponible pour estimer les risques pour les micro-organismes associés à la présence de composés organiques (HAP, BPC totaux, BTEX, COV, composés phénoliques et formaldéhyde), excepté pour le phénol. Jusqu'à la publication de nouvelles valeurs, cet aspect doit être considéré et discuté dans l'évaluation de l'incertitude présentée dans le rapport d'étude.

## 5.2 Plantes et invertébrés terrestres

Pour les plantes et les invertébrés du sol, les valeurs de référence proposées par le MELCCFP (CEAEQ, 2012) sont les valeurs à privilégier pour la réalisation de l'ERE. Lorsque le MELCCFP ne présente aucune donnée pour une substance, il convient d'utiliser des données proposées par d'autres organisations, dans l'ordre de priorité suivant :

- les données des *Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSL)* de l'EPA (2023). Ces données sont basées sur une liste d'études de toxicité récemment mise à jour et triée en fonction de la qualité des informations. La valeur retenue est la moyenne géométrique des concentrations effectives affectant 20 % de la population de l'essai (CE<sub>20</sub>), des concentrations maximales acceptables et des concentrations effectives affectant 10 % de la population de l'essai (CE<sub>10</sub>) (choisies dans cet ordre lorsque plusieurs niveaux d'effets sont présentés dans une même étude);
- les données du Oak Ridge National Laboratory (ORNL) (Efroymsen et collab., 1997b). Ces valeurs représentent le 10<sup>e</sup> centile (ou le minimum s'il y a moins de 10 données) d'une base de données de concentrations ayant causé une diminution de 20 % de la croissance ou du rendement;
- les données de l'EPA provenant du *Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities* (EPA, 1999). Ces valeurs sont généralement basées sur des niveaux sans effet (CSEO) chroniques. Lorsqu'aucun CSEO chronique n'est disponible, des concentrations ayant d'autres niveaux d'effets (niveau minimal avec effet nocif observé (CMEO), CE<sub>50</sub>, etc.) sont utilisées en combinaison avec un facteur d'incertitude visant à assurer le conservatisme de la valeur finale.

Toutes les valeurs présentées dans ces références visent une concentration conservatrice sous laquelle aucun effet toxique important n'est attendu et se basent toutes sur une revue exhaustive de la littérature. Encore une fois, d'autres valeurs de référence ou valeurs seuil peuvent être utilisées, mais tout autre choix devra être justifié.

Par ailleurs, comme suggéré par l'EPA (1999), les valeurs de référence disponibles pour les HAP de poids moléculaire faible ou élevé peuvent être extrapolées aux autres substances de leurs catégories respectives, lorsqu'aucune valeur de référence spécifique n'est disponible. Ceci est par exemple le cas de la VTR du CEAEQ du fluorène pour les invertébrés du sol, qui peut être utilisée comme valeur représentante de la toxicité des HAP légers pour ces mêmes récepteurs.

Au moment de publier ce document, aucune valeur de référence n'a notamment pu être documentée pour :

- l'argent, le cobalt, l'étain et le molybdène pour les invertébrés;
- le benzène, l'éthylène, les xylènes et le formaldéhyde pour les plantes et les invertébrés.

Jusqu'à la publication de nouvelles valeurs, les incertitudes associées à l'absence de VTR pour ces organismes doivent être discutées dans le rapport d'étude.

## 5.3 Vertébrés

Afin d'évaluer le risque de diminution de la survie, de la croissance ou de la reproduction des oiseaux et des mammifères, la dose d'exposition totale est comparée à une dose de référence. L'utilisation des doses de référence proposées par le MELCCFP (CEAEQ, 2012) doit être privilégiée. Quand les valeurs de référence du MELCCFP ne sont pas disponibles, il est possible d'utiliser d'autres données, selon l'ordre de priorité suivant :

- les doses de référence utilisées pour établir les *Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSL)* de l'EPA. Ces données sont basées sur une liste d'études de toxicité triée en fonction de la qualité des informations. La dose de référence retenue est la plus faible donnée parmi : 1) la moyenne géométrique des doses sans effet nuisible observé (NOAEL) pour un effet sur la croissance ou la reproduction; 2) la NOAEL bornée (NOAEL liée à une dose minimale avec effet nuisible observé

[LOAEL]) la plus élevée, inférieure à la LOAEL bornée la plus faible pour des effets sur la croissance, la reproduction ou la survie;

- les données de l'EPA provenant du *Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities* (EPA, 1999). Ces valeurs sont généralement basées sur des NOAEL chroniques. Lorsqu'une NOAEL chronique n'est pas disponible, des concentrations ayant d'autres niveaux d'effets (NOAEL sous chronique, LOAEL, etc.) sont utilisées en combinaison avec un facteur d'incertitude visant à assurer le conservatisme de la valeur finale;
- les *Toxicological Benchmarks for Wildlife* du *Department of Energy* (DOE) des États-Unis (Sample et collab., 1996). Ces valeurs sont dérivées en suivant essentiellement la même méthodologie que l'EPA (1999).

Tout comme pour les invertébrés et les plantes, les VTR disponibles pour les HAP de poids moléculaire faible ou élevé peuvent être extrapolées aux autres substances de leurs catégories respectives, lorsqu'aucune valeur de référence spécifique n'est disponible. Dans le cas des HAP, le MELCCFP (CEAEQ, 2012) présente une dose de référence pour les mammifères pour le benzo(a)pyrène. Celle-ci peut donc être utilisée pour évaluer les risques pour les mammifères exposés aux HAP lourds. La valeur proposée par l'EPA (2023) pour le fluorène peut quant à elle être utilisée pour évaluer les risques pour les mammifères exposés aux HAP légers.

Rappelons que, comme précisé par le CEAEQ (2012), les doses de référence pour les mammifères doivent être converties de façon à tenir compte du taux de métabolisme différent d'une espèce à l'autre. Ainsi, afin d'uniformiser les données, les doses doivent être transformées en dose équivalente pour une souris commune (21 g) à l'aide de l'équation suivante :

$$DR_{\text{récepteur}} = \left[ \frac{Pds_{\text{souris}}}{Pds_{\text{récepteur}}} \right]^{-0,25} \times DR_{\text{souris}}$$

où

$DR_{\text{récepteur}}$  : dose de référence pour le récepteur considéré dans l'ERE (mg/kg/j);

$DR_{\text{souris}}$  : dose de référence pour une souris commune (mg/kg/j);

$Pds_{\text{souris}}$  : poids corporel d'une souris commune; 0,021 kg;

$Pds_{\text{récepteur}}$  : poids corporel du récepteur considéré dans l'ERE (kg).

Faute de valeur toxicologique de référence appropriée pour l'analyse, des doses de référence pour les oiseaux peuvent être calculées à partir de celles disponibles pour les mammifères. L'extrapolation interspèce est inévitable dans les ERE, puisque pour une substance donnée, sa toxicité n'a habituellement été évaluée que pour un sous-ensemble d'espèces. L'EPA a d'ailleurs retenu cette approche pour ajuster les données animales à une dose humaine équivalente (EPA, 1992). Elle a également été sélectionnée pour l'extrapolation d'une espèce animale à une autre dans le cadre de l'initiative sur la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (EPA, 1995a à d). Plusieurs modèles existent et sont disponibles dans la littérature scientifique. Ceux-ci sont habituellement basés sur le poids corporel ou l'alimentation des espèces sélectionnées. Ces modèles présentent toutefois des limites. En effet, l'extrapolation des doses entre des espèces de poids corporels très différents a montré que celle-ci introduit une incertitude considérable. De plus, plusieurs facteurs physiologiques, tels que l'absorption cellulaire, la résistance au stress oxydatif et les mécanismes de détoxification, ne sont pas pris en compte. L'approche suggérée dans le présent document est basée sur l'hypothèse d'équivalence des doses obtenues à partir des taux métaboliques. La

formule recommandée pour extrapoler à partir de la VTR des mammifères est adaptée de celles suggérées dans Shore et collab. (2005) et de Sharma et McNeill (2009). Bien que cette façon de faire présente également ses limitations, elle est cohérente avec les résultats expérimentaux présentés dans les études de Mineault et collab. (1996), ainsi que de Sample et Arenal (1999).

$$\frac{DR_{ois} \times Pds_{ois}}{DE_{ois}} = \frac{DR_{mam} \times Pds_{mam}}{DE_{mam}}$$

$$DR_{ois} = DR_{mam} \times \frac{Pds_{mam}}{Pds_{ois}} \times \frac{DE_{ois}}{DE_{mam}}$$

où

$DR_{ois}$  : dose de référence pour les oiseaux (mg/kg/j);

$DR_{mam}$  : dose de référence pour les mammifères testés (mg/kg/j);

$DÉ_{mam}$  : dépense énergétique quotidienne des mammifères testés (kjoules/j);

$DÉ_{ois}$  : dépense énergétique quotidienne des oiseaux (kjoules/j).

Les dépenses énergétiques quotidiennes,  $DÉ_{mam}$  et  $DÉ_{ois}$ , sont calculées selon les équations allométriques de l'EPA (1993), où des équations sont suggérées pour différentes catégories de mammifères, d'oiseaux et de reptiles. Les équations sont les suivantes :

$$DÉ_{mam} \text{ Rongeurs} = 10,51 \times (Pds \times 1000)^{0,507}$$

$$DÉ_{mam} \text{ Herbivores} = 5,943 \times (Pds \times 1000)^{0,727}$$

$$DÉ_{mam} \text{ Non herbivores} = 2,582 \times (Pds \times 1000)^{0,862}$$

$$DÉ_{mam} \text{ Mammifères placentaires} = 3,35 \times (Pds \times 1000)^{0,813}$$

$$DÉ_{ois} \text{ Passereaux} = 8,892 \times (Pds \times 1000)^{0,749}$$

$$DÉ_{ois} \text{ Non Passereaux} = 4,797 \times (Pds \times 1000)^{0,749}$$

$$DÉ_{rep} \text{ Lézards} = 0,224 \times (Pds \times 1000)^{0,799}$$

où

1000 : constante de conversion d'unités (de kg à g).

## 6. Cas des amphibiens et des reptiles

Chez les amphibiens, les stades de vie précoces (stades embryonnaire et larvaire) sont généralement confinés aux habitats aquatiques, alors qu'une fois adultes, les organismes occupent une grande variété d'habitats terrestres (arbres, terriers, marécages). Le sol peut ainsi constituer un important milieu d'exposition pour les adultes, d'autant plus que certains amphibiens s'y enfouissent pour demeurer humides en période de sécheresse ou y hibernent pendant l'hiver (Desroches et Rodrigue, 2004). Les amphibiens absorbent aussi beaucoup d'eau contenue dans le sol pour rester hydratés dans un environnement terrestre, et c'est pourquoi l'absorption transdermique de contaminants dissous provenant de l'eau interstitielle du sol constitue une voie d'exposition importante (Birge et collab., 2000). La dissociation du milieu aquatique n'est cependant jamais définitive, étant donné que les adultes ont besoin de l'eau dans leur cycle de reproduction. Par conséquent, au cours d'une année, la plupart des amphibiens peuvent être exposés à des contaminants environnementaux par l'air, l'eau, le sol, les sédiments et l'alimentation. Les reptiles quant à eux sont soit aquatiques (nombreux testudinés), semi-aquatiques (la plupart des crocodyliens) ou terrestres (la plupart des squamates). En milieu terrestre, ils sont principalement exposés par la diète et le contact avec le sol.

Bien que le paragraphe précédent démontre que l'exposition à des sols contaminés peut être pertinente dans l'établissement du modèle conceptuel, les informations permettant d'évaluer le risque relié à ces sols pour les amphibiens et les reptiles sont plus rares comparativement à celles pour les autres récepteurs. Par exemple, sur 17 375 articles portant sur des contaminants publiés de 1996 à 2008, 645 traitaient d'amphibiens et 152 de reptiles, ce qui représente respectivement des pourcentages de 3,8 % et de 0,8 % des publications totales (Sparling et collab., 2010). Malgré un effort marqué ces dernières années, les données sur la toxicité des contaminants pour les amphibiens sont toujours limitées, surtout pour les métaux. Très peu d'études ont évalué les effets chroniques des métaux chez ces récepteurs. Les composés les plus documentés sont généralement les pesticides. De plus, les études chez les amphibiens portent principalement sur la toxicité causée par l'exposition à de l'eau contaminée. La toxicité des contaminants chez les reptiles est encore moins étudiée que chez les amphibiens. De plus, ces études ne sont généralement pas pertinentes pour une utilisation en évaluation du risque écotoxicologique, car elles ne fournissent aucune information sur la relation entre la dose/concentration et les effets potentiels. Ceci limite ainsi l'établissement de VTR pour ces récepteurs.

Les modèles disponibles pour estimer l'exposition de ces organismes à des contaminants présents dans des sols sont également limités, du fait de leur grande complexité biologique :

- la perméabilité de la peau des amphibiens augmente leur exposition potentielle aux composés chimiques présents dans l'environnement (Sparling, 2010). La respiration de ces organismes présente d'ailleurs des particularités. Contrairement aux modèles de respiration assez réguliers des oiseaux et des mammifères, la majorité des reptiles respirent l'air suivant des cycles distincts. Ils peuvent prendre de simples respirations comme des séries successives de plusieurs, puis retenir leur souffle pendant des durées variables (Milsom et Chan, 1986; Taylor et collab., 2010). Par ailleurs, les taux d'inhalation varient pour les amphibiens et les reptiles, non seulement en fonction de leur masse corporelle ou de leur niveau d'activité comme dans le cas des oiseaux et des mammifères, mais également en fonction de leur température corporelle. Des échanges gazeux se produisent, autant chez les reptiles que chez les amphibiens, à travers leur tégument (peau, écaille, carapace, etc.) (Duellman et Trueb, 1994; Lillywhite et Maderson, 1988). Pour les espèces semi-aquatiques, une proportion importante des échanges gazeux peut se produire sous l'eau, ce qui réduit la nécessité d'inspirer de l'air (Seymour, 1982). Par exemple, chez les ouaouarons adultes, les échanges gazeux à travers la peau peuvent représenter 18 % de la consommation d'oxygène totale (Burggren et West, 1982). Ces différents aspects complexifient donc l'établissement de modèle d'estimation de l'exposition des amphibiens et des reptiles par inhalation;
- il en est de même des équations allométriques permettant d'estimer le taux d'ingestion d'eau pour les amphibiens et les reptiles. En effet, le bilan hydrique est complexe chez ces organismes, en

partie parce qu'ils peuvent absorber l'eau par leur peau, en plus de la boire et de l'extraire de leur nourriture (Duellman et Trueb, 1994; Minnich, 1979). La contribution relative de ces trois voies d'entrée d'eau dépend de l'espèce, de l'habitat, de la température et de la surface corporelle. En général, la peau des reptiles est moins perméable que celle des amphibiens. Cette complexité et ces changements importants d'une espèce à l'autre et d'un habitat à l'autre expliquent donc qu'aucun modèle d'ingestion d'eau n'est reconnu pour ces récepteurs.

Compte tenu de la complexité des organismes, les modèles répertoriés dans la littérature et utilisés pour quantifier les risques pour l'herpétofaune sont limités. Ils consistent dans tous les cas à appliquer des modèles existants chez d'autres récepteurs. Malgré cette limitation, les amphibiens et les reptiles devraient néanmoins toujours faire partie du modèle conceptuel de l'écosystème lorsqu'ils sont potentiellement retrouvés sur le site à l'étude. À défaut de modèles spécifiques, le risque pour ces récepteurs doit être estimé comme le recommande l'EPA (2004). Ainsi, jusqu'à ce que des données spécifiques pour ces organismes aient été développées, il est recommandé de sélectionner une espèce représentante (ex. : couleuvre tachetée pour les reptiles; rainette faux-grillon pour les amphibiens) et d'appliquer les modèles d'exposition et les valeurs toxicologiques de référence d'oiseaux comme substitut pour la phase terrestre et les données sur la toxicité des poissons comme un substitut à leur phase aquatique. Les paramètres de mesure définissant l'exposition de ces récepteurs aux sols contaminés seront donc basés sur la concentration mesurée dans le sol, le taux d'ingestion de sol défini pour l'espèce considérée, ainsi que leurs caractéristiques morphométriques (ex. : poids corporel) et écologiques (ex. : aire d'alimentation, domaine vital, durée d'exposition).

À défaut de retenir cette approche, le consultant peut interpréter qualitativement les risques pour les amphibiens et les reptiles, à la lumière de ceux identifiés pour d'autres récepteurs également présents sur le site. Le rapport d'étude devra cependant présenter l'incertitude reliée à l'absence de calcul.

Précisons que la façon d'évaluer les risques pour ces organismes pourra évoluer dans le temps, en fonction des nouvelles données ou d'éventuels modèles publiés dans la littérature scientifique.

## 7. Caractérisation du risque écotoxicologique

Pour chacun des récepteurs écologiques d'intérêt retenus dans le cadre de l'ERE, des indices de risque spécifiques au site à l'étude doivent être calculés pour chacun des contaminants potentiellement préoccupants conformément à la méthode décrite précédemment à la section 2.3.

Comme il est mentionné à la section 2.3, si l'indice de risque IR est inférieur à 1,0, le contaminant considéré n'induit pas de risque significatif pour le récepteur écologique considéré. Si c'est le cas pour tous les contaminants présents dans le sol, l'ERE conclut à une absence de risque pour l'écosystème. À l'inverse, si l'indice de risque est supérieur à 1,0, le contaminant considéré présente potentiellement un risque pour le récepteur écologique considéré. Des mesures de mitigation doivent alors être mises en place pour diminuer l'exposition des organismes.

En application des obligations de la section IV du chapitre IV (titre I) de la LQE pour la protection et la réhabilitation des terrains, les indices de risque doivent être présentés autant pour l'état actuel du site qu'à la suite des travaux de réhabilitation et à l'application des mesures de mitigation. Par souci de conservatisme, la somme des indices de risque établis pour chacun des récepteurs écologiques d'intérêt peut également être présentée, afin d'obtenir un indice global de risque. Un bémol doit cependant être apporté sur cette façon de procéder; les cibles et les modes d'action des molécules n'étant habituellement pas les mêmes, ce qui rend leurs effets potentiellement non cumulatifs.



## 8. Caractérisation du risque écotoxicologique

Les éléments incertains se rapportent aux variables et aux moyens utilisés pour mener à terme l'évaluation du risque écotoxicologique qui sont susceptibles de contribuer à l'imprécision du risque estimé. Considérant que le risque estimé est basé sur des modèles et des calculs ayant recours à des informations comportant elles-mêmes des incertitudes plus ou moins importantes, il est essentiel d'identifier clairement dans le rapport d'étude les incertitudes associées à chacune des étapes de la réalisation de l'ERE, soit :

- l'incertitude associée à l'exposition estimée;
- l'incertitude associée aux valeurs toxicologiques de référence sélectionnées;
- l'incertitude associée au risque estimé.

Cette analyse, à caractère qualitatif, doit décrire la nature des incertitudes en vue de donner une indication sur la confiance à accorder au risque estimé. La discussion sur les incertitudes peut inclure, sans s'y limiter, les prémisses utilisées, les restrictions applicables, les erreurs et variabilités associées aux données utilisées, les extrapolations effectuées, les biais introduits, etc. La définition claire des incertitudes liées au calcul de risque permettra de mieux en interpréter la portée et les résultats obtenus lors de cette évaluation.

## 9. Références bibliographiques

- ASTM RBCA Task Group, 1995. *RBCA State Risk Policy / Strategy Issues Workbook*.
- Baes, C. F., R. D. Sharp, A. L. Sjoreen et R. W. Shor, 1984. *A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture*. Oak Ridge, TN : Oak Ridge National Laboratory. 150 pages. ORNL-5786.
- Beaulieu, M., 2021. *Guide d'intervention – Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 326 pages.
- Betchel Jacobs Company LLC, 1998. *Empirical models for the uptake of inorganic chemicals from soil by plants*. Oak Ridge, TN. 38 pages. BJC/OR-133. Rapport final pour le U.S. Department of Energy.
- Beyer, W. M., E. E. Connor et S. Gerould, 1994. *Estimates of soil ingestion by wildlife*. Journal of Wildlife Management, 58(2) : pages 375 à 382.
- Birge, W. J., A. G. Westerman et J. A. Spromberg, 2000. *Comparative toxicology and risk assessment of amphibians*. In: *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles*. Sparling D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pages 727 à 791. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.
- Briggs, G. G., R. H. Bromilow, A. A. Evans et M. Williams, 1983. *Relationships between lipophilicity and the distribution of non-ionised chemicals in barley shoots following uptake by the roots*. Journal of Pesticide Science, 14 : pages 492 à 500.
- Burggren, W. W. et N. H. West, 1982. *Changing respiratory importance of gills, lungs and skin during metamorphosis in the bullfrog *Rana catesbeiana**. Respiration Physiology, 47(2) : pages 151 à 164.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec), 2012. *Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres*. Québec, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 28 pages. [http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/val\\_ref.pdf](http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/val_ref.pdf).
- CEAEQ, 2006. *Paramètres d'exposition chez les mammifères – Fiches descriptives*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/mammifere/>.
- CEAEQ, 2005. *Paramètres d'exposition chez les oiseaux – Fiches descriptives*. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec. <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/ecotoxicologie/oiseaux/>.
- CEAEQ. 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés* (Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec).
- Connell, D. W. et R. D. Markwell. 1990, *Bioaccumulation in the soil to earthworm system*. Chemosphere, 20(1-2) : pages 91 à 100.
- Desroches, J. F. et D. Rodrigue. 2004, *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*. Waterloo, Québec : Éditions Michel Quintin.
- Duellman, W. E. et L. Trueb, 1994. *Biology of amphibians*. Johns Hopkins University Press. New York. 670 pages.

- EC et MDDEP (Environnement Canada et Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs), 2007. *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration*. 39 pages.
- Efroymson, R. A., M. E. Will et G. W. Suter II, 1997a. *Toxicological benchmarks for contaminants of potential concern on soil and litter invertebrates and heterotrophic processes: 1997 Revision*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. ES/ER/TM-126/R2.
- Efroymson, R. A., M. E. Will, G. W. Suter II et A. C. Wooten, 1997b. *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on terrestrial plants : 1997 Revision*. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN. 128 pages. ES/ER/TM-85/R3.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2023. *Ecological Soil Screening Levels*. <https://www.epa.gov/chemical-research/ecological-soil-screening-level> (page consultée le 22 août 2023).
- EPA, 2022. *ProUCL : Statistical software for environmental applications for data sets with and without nondetect observations*. Version 5.2. <https://www.epa.gov/land-research/proucl-software>, Page consultée le 1<sup>er</sup> septembre 2023).
- EPA, 2007. Attachment 4-1 – *Exposure factors and bioaccumulation models for derivation of wildlife Eco-SSLs – OSWER Directive 9285.7-55*.
- EPA, 2005. *Partition coefficients for metals in surface water, soil and waste*. EPA/600/R-05/074.
- EPA, 2004. *Technical Overview of ecological risk Assessment Analysis Phase : exposure Characterization*.
- EPA, 1999. *Screening level ecological risk assessment protocol for hazardous waste combustion facilities*, Peer review draft, EPA Home. Wastes. Treatment/Control. Combustion. HWC MACT.
- EPA, 1996. *Soil screening guidance: Technical background document*. EPA Document Number : EPA/540/R-95/128.
- EPA, 1995a. *Great Lakes water quality initiative technical support document for wildlife criteria*. EPA-820-B-95-009, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- EPA, 1995b. *Great Lakes water quality initiative criteria documents for the protection of wildlife*. EPA-820-B-95-008, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- EPA, 1995c. *Final water quality guidance for the Great Lakes system; Final rule*. Federal Register 60(56) : 15366-15425.
- EPA, 1995d. *Trophic level and exposure analyses for selected piscivorous birds and mammals*. Volume I : Analyses of species in the Great Lakes basin. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. 90 pages.
- EPA, 1995e. *Internal report on summary of measured, calculated, and recommended Log K values*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. 38 pages.
- EPA, 1993. *Wildlife exposure factors Handbook vol.I and II*. Washington, DC. 32 p. EPA/600/R-93/187.
- EPA, 1992. *Draft Report : A cross-species scaling factor for carcinogen risk assessment based on equivalence of mg/kg /day; Notice*. Federal Register. 57(109) : 24152–24173.

- Gauthier, R., 2008. *Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risque*. Groupe technique d'évaluation (GTE). Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, version préliminaire (avril 2008), 29 pages.
- Hope, B. K., 1995. *A review of models for estimating terrestrial ecological receptor exposure to chemical contaminants*. Chemosphere, 30 : pages 2267 à 2287.
- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec), 2012. *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec*. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie. Gouvernement du Québec.
- INSPQ, 2005. *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés (et annexes) – Protection de la santé humaine*. Direction risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Gouvernement du Québec.
- Jager, T., 1998. *Mechanism approach for estimating bioconcentration of organics chemicals in earthworms (oligochaeta)*. Environmental Toxicology and Chemistry, 17(10), 2080-2090.
- Lillywhite, H. B. et P. F. A. Maderson, 1988. *The structure and permeability of integument*. American Zoologist, 28(3) : pages 945 à 962.
- McKone, T. E., 1993. *The precision of QSAR methods for estimating intermedia transfer factors in exposure assessments*. SAR and QSAR in Environmental Research, 1 : pages 41 à 51.
- MDDEFP et EC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec et Environnement Canada), 2013. *L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) du rejet en eau libre des sédiments, en soutien à la gestion des projets de dragage en eau douce*. 35 pages + annexes.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), 2015. *Guide de caractérisation physicochimique de l'état initial des sols avant l'implantation d'un projet industriel*. 26 pages.
- MELCCFP (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs), 2023. *Critères de qualité de l'eau de surface*. [https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.asp](https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp).
- MELCCFP, 2004. *Guide de caractérisation des terrains*. 119 pages + annexes.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune), 1998. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Sainte-Foy, Québec. 124 pages. Envirodoq EN980478.
- MEF, 1996. *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Direction des laboratoires. Document non publié.
- Milsom, W. K. et P. Chan, 1986. *The relationship between lung volume, respiratory drive and breathing pattern in the turtle, Chrysemys Picta*. Journal of Experimental Biology, 120 : pages 233 à 247.
- Mineau, P., B. T. Collins et A. Baril, 1996. *On the use of scaling factors to improve interspecies extrapolation of acute toxicity in birds*. Regulatory Toxicology and Pharmacology. 24(1 Pt 1) : 24-29.
- Minnich, J. E., 1979. *Reptiles*. In : Comparative physiology of osmoregulation in animals. Maloij G.M.O (ed.) Vol.1. Acad. Press, New York. pages 391 à 641.

- Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), 2012. *Technical support document for exposure assessment and stochastic analysis*.
- Ouellette, H., 2012. *Lignes directrices sur l'évaluation des teneurs de fond naturelles dans les sols*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, décembre 2012, 19 pages.
- Sample, B. et C. Arenal, 1999. *Allometric models for interspecies extrapolation of wildlife toxicity data*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 62 : 653–663.
- Sample, B. E., J. J. Beauchamp, R. A. Efroymson et G. W. Suter II, 1998a. *Development and validation of bioaccumulation models for small mammals*. Oak Ridge, TN. Oak Ridge National Laboratory. 92 pages. ES/ER/TM-219. Rapport final préparé pour le U.S. Department of Energy.
- Sample, B. E., J. J. Beauchamp, R. A. Efroymson, G. W. Suter II et T. L. Ashwood, 1998b. *Development and validation of bioaccumulation models for earthworms*. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory. 53 pages. ES/ER/TM-220. Rapport final préparé pour le U.S. Department of Energy.
- Sample, B. E., M. S. Aplin, R. A. Efroymson, G. W. Suter II et C. J. E. Welsh, 1997. *Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants*. Oak Ridge, TN : Oak Ridge National Laboratory. 113 pages. ORNL/TM-13391. Rapport final préparé pour le U.S. Department of Energy.
- Sample, B. E., D. M. Opresko et G. W. Suter II, 1996. *Toxicological benchmarks for wildlife : 1996 Revision*. Prepared by the Risk Assessment Program, Health Sciences Division, Oak Ridge, Tennessee for the U.S. Department of Energy, Office of Environmental Management. ES/ER/TM-86/R3.
- Santé Canada, 2021. *Évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada*. L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine - Version 3.0 – modifiée en 2012.
- Seymour, R. S., 1982. *Physiological adaptations to aquatic life*. In *Biology of the Reptilia, Physiological Ecology*. Vol. 13. C. Gans et F. H. Pough (Eds.). Academic Press. pages 1 à 51.
- Sharma, V. et J. H. McNeill, 2009. *To scale or not to scale : the principles of dose extrapolation*. British Journal of Pharmacology, 157(6) : 907-21.
- Shore, R. F., D. R. Crocker, H. R. Akcakaya, R. S. Bennett, P. F. Chapman, M. Clook, M. Crane, I. C. Dewhurst, P. J. Edwards, A. Fairbrother, S. Ferson, D. Fischer, A. D. Hart, M. Holmes, M. J. Hooper, M. Lavine, A. Leopold, R. Luttik, P. Mineau, D. R. Moore, S. R. Mortenson, D. G. Noble, R. J. O'Connor, W. Roelofs, R. M. Sibly, G. C. Smith, M. Spendiff, T. A. Springer, H. M. Thompson et C. Topping, 2005. *Case Study Part 1: How to calculate appropriate deterministic long-term toxicity to exposure ratios (TERs) for birds and mammals*. Ecotoxicology, 14(8) : 877-93.
- Sparling, D. W., G. Linder, C. A. Bishop et S. K. Krest, 2010. *Ecotoxicology of amphibians and reptiles* (2<sup>e</sup> éd.). Pensacola, FL : SETAC Technical publications Series.
- Suter II, G. W., R. A. Efroymson, B. E. Sample et D. S. Jones. 2000. *Ecological risk assessment for contaminated sites*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Taylor, E. W., C. A. C. Leite, D. J. McKenzie et T. Wang, 2010. *Control of respiration in fish, amphibians and reptiles*. Brazilian Journal of Medical and Biological Research, 43(5) : 409-424.

Travis, C. C. et A. D. Arms, 1988. *Bioconcentration of organics in beef, milk, and vegetation*. Environmental Science & Technology 22 : 271-274.

Wang, Z., P. Deurenberg, W. Wang, A. Pietrobelli, R. N. Baumgartner et S. B. Heymsfield, 1999. *Hydration of fat-free body mass: review and critique of a classic body-composition constant*. The American Journal of Clinical Nutrition 69 : 833–841.



**Environnement,  
Lutte contre  
les changements  
climatiques,  
Faune et Parcs**

**Québec** 