

***Aménagement de la Promenade
Samuel-De Champlain***

***Phase III
Tronçon situé entre la Côte de Sillery et la
Côte Gilmour, Québec***

Évaluation des risques



***Aménagement de la Promenade
Samuel-De Champlain***

***Phase III
Tronçon situé entre la Côte de Sillery et la
Côte Gilmour, Québec***

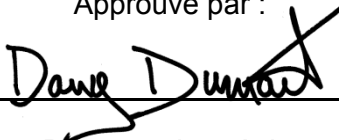
Évaluation des risques

Aménagement de la Promenade Samuel-De Champlain

***Phase III
Tronçon situé entre la côte De Sillery et La Côte
Gilmour, Québec***

***Évaluation des risques toxicologique et
écotoxicologique et impacts sur l'eau souterraine***

Approuvé par :



Dany Dumont, chargé de projet



ÉQUIPE DE RÉALISATION

Commission de la capitale nationale du Québec (CCNQ)

Président et directeur général Jacques Langlois

GENIVAR INC.

Directeur de projet	Steve St-Cyr, ingénieur
Chargé de projet	Dany Dumont, biologiste, M. Sc.
Rédaction du rapport	Flavie Armand, géographe Éric Gingras, biologiste, M. Sc. Andréanne Hamel, ingénieure, M. Sc. Jescika Lavergne, biologiste, B. Sc.
Validation de données	Jescika Lavergne, biologiste, B. Sc. Isabelle Liard, ingénieure, B. Sc.
Évaluation des risques	Dany Dumont, biologiste, M. Sc. Éric Gingras, biologiste, M. Sc.
Cartographie	Anne-Marie Tirman, cartographe
Mise en page et édition	Nancy Laurent, technicienne en éditique

Référence à citer :

GENIVAR. 2012. Aménagement de la Promenade Samuel-De Champlain phase III – Tronçon situé entre la côte de Sillery et la côte Gilmour – Évaluation des risques toxicologique et écotoxicologique et impacts sur l'eau souterraines. Pagination multiple et annexes.

TABLE DES MATIÈRES

1	INTRODUCTION.....	1-1
1.1	Mise en contexte.....	1-1
1.2	Objectifs de l'étude	1-2
1.3	Plan d'aménagement.....	1-2
1.4	Plan de réhabilitation	1-3
1.5	Cadre réglementaire	1-3
2	DÉMARCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE	2-1
2.1	Approche générale	2-1
2.2	Principales étapes de l'évaluation des risques toxicologique et écotoxicologique	2-2
3	DESCRIPTION DU SITE	3-1
3.1	Localisation et historique du site.....	3-1
3.2	Milieu géophysique	3-1
3.2.1	Topographie	3-1
3.2.2	Contexte géologique régional et local	3-3
3.2.3	Contexte hydrologique et hydrogéologique	3-3
3.2.3.1	Hydrologie.....	3-3
3.2.3.2	Hydrogéologie.....	3-3
3.3	Milieu humain.....	3-3
3.3.1	Occupation du territoire	3-4
3.3.2	Population cible	3-4
3.3.2.1	Population environnante	3-4
3.3.2.2	Population par classe d'âges.....	3-4
3.4	Milieu biologique	3-5
3.4.1	Flore	3-6
3.4.1.1	Végétation terrestre	3-6
3.4.1.2	Espèces floristiques à statut particulier	3-6
3.4.1.3	Écosystème forestier exceptionnel	3-6
3.4.2	Faune	3-6
3.4.2.1	Herpétofaune	3-6
3.4.2.2	Avifaune	3-7
3.4.2.3	Mammifères terrestres.....	3-7
3.4.2.4	Espèces fauniques à statut particulier	3-8
3.4.3	Habitats fauniques désignés	3-8
4	ANALYSE DES DONNÉES DE CARACTÉRISATION ENVIRONNEMENTALE	4-1
4.1	Sommaire des évaluations environnementales de site	4-1
4.1.1	Biogénie, 1998	4-1
4.1.2	DDH environnement Itée, 1999	4-2
4.1.3	Biogénie, 2000	4-2

4.1.4	DDH environnement Itée, 2000	4-3
4.1.5	Biogénie, 2001	4-3
4.1.6	DDH environnement Itée, 2005	4-3
4.1.7	GENIVAR (2010-2011).....	4-4
4.2	Qualité des sols de la zone étudiée.....	4-5
4.2.1	Matrice de données.....	4-5
4.2.2	Statistiques descriptives.....	4-5
4.2.2.1	HAP	4-5
4.2.2.2	HAM.....	4-9
4.2.2.3	Composés phénoliques non chlorés et chlorés	4-9
4.2.2.4	Composés inorganiques (métaux et metalloïdes)	4-9
4.2.2.5	Paramètre intégrateur.....	4-9
4.2.3	Distribution spatiale de la contamination.....	4-9
4.3	Qualité des eaux souterraines du site à l'étude.....	4-10
5	ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE.....	5-1
5.1	Planification	5-1
5.1.1	Problématique	5-1
5.1.2	Approche d'évaluation et objectif général	5-2
5.1.3	Modèle conceptuel	5-2
5.1.3.1	Source de contamination	5-2
5.1.3.2	Transport et transfert de la contamination	5-4
5.1.4	Choix méthodologique relié à la formulation des hypothèses	5-5
5.1.4.1	Les substances d'intérêt.....	5-5
5.1.4.2	Récepteurs écologiques potentiellement exposés	5-5
5.1.4.3	Limites d'application de l'évaluation du risque.....	5-6
5.1.4.4	Réponses écotoxicologiques potentielles.....	5-7
5.1.5	Outils descriptifs	5-7
5.1.5.1	Règle de décision	5-7
5.1.5.2	Niveau de précision	5-13
5.2	Méthode d'évaluation et de calcul du risque.....	5-13
5.2.1	Description des scénarios et méthode d'estimation de l'exposition	5-14
5.2.1.1	Généralités	5-14
5.2.1.2	Végétaux terrestres, microorganismes et invertébrés du sol.....	5-14
5.2.1.3	Avifaune (pigeon biset, merle d'Amérique et goéland à bec cerclé)	5-15
5.2.1.4	Faune terrestre (campagnol des champs, marmotte commune et raton laveur).....	5-16
5.2.1.5	Estimation de la concentration des substances d'intérêt dans les différents médias environnementaux (eau, végétaux, invertébrés, petits mammifères).....	5-18
5.2.2	Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude.....	5-18

5.2.3	Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PAQC)	5-19
5.3	Détermination des valeurs de référence	5-19
5.4	Activités descriptives et d'évaluation du risque	5-20
5.4.1	Caractérisation du risque	5-20
5.4.1.1	Pédofaune (microorganismes, invertébrés et végétaux terrestres).....	5-20
5.4.1.2	Avifaune (pigeon biset, merle d'Amérique et goéland à bec cerclé)	5-23
5.4.1.3	Faune terrestre (campagnol des champs, marmotte commune et raton laveur)	5-23
5.4.2	Évaluation de l'incertitude associée à l'estimation de l'exposition	5-23
5.4.3	Évaluation de l'incertitude associée aux valeurs de référence	5-24
5.4.4	Évaluation de l'incertitude associée au risque estimé	5-25
5.5	Gestion du risque écotoxicologique.....	5-26
6	ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE DES RISQUES TOXICOLOGIQUES.....	6-1
6.1	Identification du danger	6-1
6.1.1	Source de contamination, potentiel d'exposition et sélection des contaminants préoccupants	6-1
6.1.2	Transport et transfert (devenir) de la contamination	6-2
6.1.3	Population potentiellement exposée	6-2
6.2	Estimation de l'exposition	6-3
6.2.1	Détermination des concentrations environnementales	6-3
6.2.2	Scénario d'exposition	6-4
6.2.3	Calcul des doses potentielles d'exposition multimédia et multivoie	6-6
6.2.3.1	Dose d'exposition associée aux substances à effets non cancérogènes.....	6-6
6.2.3.2	Dose d'exposition associée aux substances à effets cancérogènes.....	6-7
6.3	Évaluation toxicologique - identification des estimateurs de risque.....	6-7
6.4	Caractérisation du risque.....	6-10
6.4.1	Méthodes de calcul	6-10
6.4.1.1	Substances à effets chroniques non cancérogènes	6-11
6.4.1.2	Substances à effets cancérogènes.....	6-11
6.4.2	Estimation du risque.....	6-12
6.4.2.1	Substances à effets non cancérogènes.....	6-12
6.4.2.2	Substances à effets cancérogènes.....	6-12
6.4.2.3	Substances à effets cancérogènes.....	6-22
6.4.3	Conclusions de l'évaluation de risques pour l'état actuel du terrain.....	6-22
6.5	Évaluation des éléments d'incertitude	6-22
6.5.1	Paramètres d'exposition.....	6-22
6.5.1.1	Concentrations initiales dans le sol	6-22
6.5.1.2	Taux d'ingestion de sol.....	6-24

6.5.2	Doses associées au bruit de fond	6-24
6.5.3	Estimateurs de risque.....	6-25
6.6	Évaluation et gestion du risque toxicologique.....	6-25
6.6.1	Notions de risques acceptables	6-25
6.6.2	Évaluation du risque pour l'état actuel du site.....	6-26
7	ÉVALUATION DES IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE.....	7-1
7.1	Contamination de l'eau souterraine	7-1
7.2	Activités responsables de la contamination.....	7-1
7.3	Origine de la contamination	7-1
7.4	Impacts de la contamination	7-1
7.4.1	Classification de l'aquifère.....	7-1
7.4.2	Impacts réels ou appréhendés	7-4
8	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	8-1
8.1	Conclusion	8-1
8.2	Recommandations.....	8-2
9	RÉFÉRENCES.....	9-1

TABLEAUX

Tableau 3-1 :	Population de la zone d'étude selon les aires de diffusion des secteurs de recensement, 2006	3-5
Tableau 3-2 :	Population de la zone d'étude selon les groupes d'âge et le sexe, 2006	3-5
Tableau 4-1 :	Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols (toutes les profondeurs).....	4-6
Tableau 5-1 :	Compartiments environnementaux et récepteurs écologiques retenus	5-8
Tableau 5-2 :	Paramètres d'évaluation, paramètres de mesure et outils de relation	5-10
Tableau 5-3 :	Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres - Niveau 2 de protection (CEAEQ, 2011).....	5-21
Tableau 5-4 :	Indices de risque calculés pour les récepteurs écologiques ciblés	5-22
Tableau 6-1 :	Voies d'exposition et compartiments environnementaux considérés pour l'estimation de l'exposition humaine pour le site à l'étude.....	6-5
Tableau 6-2 :	Valeurs toxicologiques de référence des substances retenues pour l'évaluation du risque toxicologique au site de la Promenade Samuel-De Champlain à Québec	6-8
Tableau 6-3 :	Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérogènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec.....	6-13
Tableau 6-4 :	Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérogènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec.....	6-17
Tableau 6-5 :	Indices de risque calculés pour les substances à effets cancérogènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec.....	6-21
Tableau 6-6 :	Indices de risque calculés pour les substances à effets cancérogènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec.....	6-23
Tableau 7-1 :	Liste des critères d'eau souterraine applicables	7-2

FIGURES

Figure 2-1 :	Démarche générale de l'évaluation des risques écotoxicologique et toxicologique	2-3
Figure 3-1 :	Localisation de la zone à l'étude de la phase 3 du projet de la Promenade Samuel-de Champlain	3-2
Figure 5-1 :	Modèle conceptuel des interactions probables entre les contaminants présents et les récepteurs écologiques potentiels	5-3

ANNEXES

- Annexe A : Répertoire photographique du site de la Promenade Samuel-De Champlain
- Annexe B : Localisation des points d'échantillonnage et des secteurs de contamination
- Annexe C : Paramètres d'entrée utilisés pour le calcul de l'exposition des récepteurs écologiques
- Annexe D : Concentrations des substances estimées dans l'eau de surface, les végétaux et les invertébrés terrestres
- Annexe E : Doses d'expositions calculées pour les récepteurs écologiques
- Annexe F : Modèles utilisés pour le calcul des concentrations multimédias (volet santé humaine)
- Annexe G : Propriétés physiques du site
- Annexe H : Fiches synthèses des caractéristiques physico-chimiques, toxicologiques et environnementales des substances d'intérêt retenues
- Annexe I : Paramètres d'exposition humaine
- Annexe J : Calcul des doses d'exposition multimédias et multivoies associées au site

LIMITATIONS

Ce rapport est destiné à l'usage unique et exclusif du Client et pour les fins auxquelles il est destiné. GENIVAR n'assume aucune responsabilité découlant de l'utilisation éventuelle de ce rapport par un tiers. L'information et les opinions qui y sont exprimées ont été préparées à la seule intention du Client. Ce rapport doit être lu dans son ensemble. Les données factuelles, ainsi que les interprétations et les recommandations sont spécifiques à ce projet et ne peuvent s'appliquer à aucun autre projet.

La responsabilité de GENIVAR se limite à la réalisation de l'évaluation des risques toxicologique et écotoxicologique sur la base des résultats des études de caractérisation environnementale et de la réglementation applicable au moment de la rédaction du rapport. Cette évaluation est réalisée selon les règles de l'art, ce qui inclut l'utilisation de méthodes, de modèles mathématiques ou de choix méthodologiques respectant les lignes directrices ou guides applicables à ce jour. Le contenu ainsi que les conclusions de ce rapport sont strictement basés sur les informations disponibles transmises à GENIVAR préalablement à la rédaction du rapport, ainsi que sur les éléments particuliers ayant pu être constatés lors de la visite du site et l'appréciation qu'en fait GENIVAR. Tout changement dans les faits, les circonstances, la réglementation considérée ou tout autre élément relatif au contenu de ce rapport et survenu postérieurement à sa rédaction ne saurait en aucun cas engager la responsabilité de GENIVAR.

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

La Commission de la Capitale Nationale de Québec (CCNQ) a élaboré, en partenariat notamment avec la Ville de Québec et le ministère des Transports du Québec (MTQ), une approche d'aménagement des berges du boulevard Champlain dont les enjeux et les orientations ont été adoptés en 2002. La Promenade Samuel-de Champlain est un projet qui s'inscrit dans un contexte particulier, puisque sa réalisation vise directement et indirectement une amélioration de l'environnement naturel et social, par la décontamination des terrains et l'aménagement d'un accès privilégié à la frange littorale pour la population de la région de Québec ainsi que les touristes.

La première phase de la promenade Samuel-De Champlain, complétée en 2008 sur une distance de 2,5 km, constituait le legs du gouvernement du Québec à sa Capitale pour son 400e anniversaire. Ce projet a consisté à faire du boulevard Champlain une remarquable vitrine sur le fleuve accessible à la population. Comme les terrains concernés avaient été contaminés dans une large partie par des produits pétroliers, l'aménagement de la promenade Samuel-De Champlain a aussi représenté une opportunité de procéder à un grand nettoyage des propriétés riveraines.

Le 24 juin 2009, le gouvernement du Québec annonçait la phase 2 du projet soit la construction du « Sentier des grèves » d'une longueur de 3,1 kilomètres dans le prolongement de la promenade Samuel-De Champlain vers l'ouest jusqu'à la plage Jacques-Cartier.

La présente analyse de risque s'inscrit dans la phase 3 du projet, qui vise le prolongement du lien piétonnier le long du fleuve entre le parc de la Jetée (côte de Sillery) et la marina du Club de yacht de Québec (Côte Gilmour). Plusieurs composantes majeures du projet guident l'élaboration du concept. Il s'agit de la reconstruction du boulevard, de la gestion des sols contaminés, du déplacement de la voie ferrée du Canadien National ainsi que de l'intégration des ouvrages de rétention des eaux pluviales, que la Ville de Québec prévoit réaliser dans le secteur de l'anse au Foulon.

Le site à l'étude a fait l'objet de plusieurs études de caractérisation environnementale afin d'évaluer le niveau de contamination des sols et de l'eau souterraine. Les résultats ont montré une contamination des sols en composés inorganiques (métaux), en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) et en hydrocarbures pétroliers (HP C₁₀-C₅₀) avec des teneurs supérieures aux valeurs limites pour les sols édictées aux annexes I et II du *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT). Cette contamination est associée essentiellement aux usages antérieurs.

Dans le cadre du projet, il est prévu le maintien en place de contaminants dont les concentrations dans les sols sont supérieures aux valeurs limites réglementaires applicables. En fonction de l'usage projeté des terrains, la réglementation applicable fait référence à l'annexe II du RPRT, ce qui correspond au critère « C » de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (Politique) (MDDEP, 1999 et révisions). Toutefois, précisons que les sols montrant une contamination en HP C₁₀-C₅₀ supérieure aux valeurs limites réglementaires seront excavés et disposés hors-site dans un lieu autorisé.

Dans ce contexte, la firme GENIVAR a été mandatée pour réaliser l'analyse de risques écotoxicologique et toxicologique et l'évaluation des impacts sur l'eau souterraine associés aux travaux d'aménagement s'intégrant dans le projet de la Promenade Samuel-De Champlain. Cette analyse permettra de définir un plan de gestion des sols qui assurera un environnement sain et sécuritaire pour la population et pour l'environnement.

1.2 Objectifs de l'étude

Dans un premier temps, cette étude vise à réaliser une évaluation des risques écotoxicologique et toxicologique ainsi qu'une évaluation des impacts sur l'eau souterraine associés aux sols contaminés du site de la Promenade Samuel-De Champlain. L'évaluation des risques s'appuiera sur des scénarios d'exposition conservateurs considérant l'état actuel du site.

Dans un deuxième temps, découlant des résultats des évaluations, différentes mesures de gestion du risque sont proposées afin d'optimiser la gestion des sols contaminés et de réduire l'exposition et le risque à un niveau sécuritaire pour les populations environnante et utilisatrice ainsi que pour l'environnement.

1.3 Plan d'aménagement

La phase 3 du projet d'aménagement de la promenade Samuel-De Champlain prévoit le prolongement de la piste cyclable dans l'espace compris entre le parc de la Jetée (côte de l'Église) et la côte Gilmour. Des cinq variantes d'aménagement proposées, celle retenue vise également à aménager le secteur du quai Frontenac et un pôle balnéaire à la « station du Foulon ». Cette dernière est comprise entre l'avancée Shell et la marina de Sillery. La section terrestre qui relie le fleuve au pied de la falaise du cap Blanc est relativement exigüe tout le long du tronçon riverain visé par les aménagements.

Le secteur actuel du quai Frontenac est inaccessible et offre ainsi une disponibilité restreinte du paysage. Afin de rendre les lieux accessibles et d'améliorer la qualité visuelle du site, les aménagements prévoient le démantèlement du tunnel ferroviaire existant et le déplacement du boulevard Champlain, permettant ainsi un abaissement majeur du profil et un gain substantiel d'espace. Une promenade sera également aménagée sur le quai Frontenac. L'aménagement de la station du Foulon comprend trois tronçons thématiques, soit la baignade, le marais et la famille.

En rappel de l'ancienne plage de l'anse au Foulon, une plage et un bassin seront aménagés sur le replat au-dessus de l'enrochement bordant le fleuve. Dans sa partie ouest, le bassin sera d'une profondeur propice à la baignade et comprendra, dans sa partie est, un miroir d'eau sur lequel les gens pourront circuler. Ce miroir d'eau sera agrémenté d'un jeu de fontaines. Le site accueillera également une aire de service localisée à l'ouest du bassin. Enfin, toujours dans la section ouest, un large escalier sera aménagé pour donner accès au fleuve.

Le tronçon central, le plus exigüe de la station du Foulon, consiste en une promenade composée de plusieurs segments de trottoirs de bois superposés. Chacun de ces trottoirs aboutit au-dessus du marais de l'anse Saint-Michel. Le marais de l'anse Saint-Michel fait partie intégrante des aménagements et guide le choix des espèces végétales qui seront sélectionnées pour végétaliser l'enrochement et le site dans sa portion terrestre.

Le tronçon consacré à la famille comprend la mise en valeur de la plage située complètement à l'est de la station du Foulon. Cette dernière pourra être utilisée entre autres comme rampe de mise à l'eau pour les kayakistes. Le replat au dessus de l'enrochement sera boisé selon les espèces végétales typiques des hauts marais du Saint-Laurent et comprendra des aires de jeu, des tables de pique-nique et d'autres commodités telles que des barbecues.

Plusieurs équipements connexes seront aménagés ou réaménagés parallèlement, même s'ils ne font pas partie directement du projet. Ces projets sont l'aménagement d'un bassin de rétention des eaux du secteur et de la station de pompage, la démolition du viaduc qui permet actuellement à la voie ferrée de traverser le boulevard Champlain, la reconstruction du boulevard Champlain en vue de la relocalisation de la voie ferrée au pied de la falaise.

1.4 Plan de réhabilitation

Les travaux de réhabilitation et d'aménagement seront réalisés selon l'échéancier présenté dans le plan de réhabilitation soumis au MDDEP avec la présente étude, conformément aux exigences de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., c. Q-2) (LQE).

1.5 Cadre réglementaire

Dans un contexte de changement d'utilisation du site qui a supporté des activités industrielles visées par le RPRT, la Loi 72 modifiant la *Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives à la protection et à la réhabilitation des terrains* exige qu'une étude de caractérisation attestée par un expert visé à l'article 31.65 soit soumise au ministre (art. 31.53). Si l'étude de caractérisation indique la présence de contaminants dont la concentration excède les valeurs limites réglementaires pour le nouvel usage, un plan de réhabilitation accompagné d'un calendrier d'exécution des travaux de réhabilitation doit également être soumis au ministre (art. 31.53) et un avis de contamination doit être inscrit au registre foncier (art. 31.58).

De plus, puisque le plan de réhabilitation prévoit le maintien sur le site de contaminants dont la concentration excède les valeurs limites réglementaires, il est nécessaire de réaliser une évaluation des risques toxicologique et écotoxicologique ainsi qu'une évaluation des impacts sur les eaux souterraines (art. 31.55). Précisons que depuis l'entrée en vigueur de la Loi 72, l'utilisation de l'évaluation des risques a été confirmée et renforcée comme outil de gestion pour la réhabilitation de sites contaminés dans le cadre de projet de développement ou d'une réhabilitation volontaire.

2 DÉMARCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE

2.1 Approche générale

La plupart des concepts associés à l'évaluation des risques toxicologiques (pour la santé humaine) ont été développés durant les années 1970. Au début des années 1980, le *United State National Research Council* (NRC) a proposé une démarche formelle visant à évaluer qualitativement et quantitativement l'exposition humaine à des contaminants, leurs effets sur la santé et les risques qui en découlent pour la population en général (NRC, 1983). Quelques années plus tard, l'Agence américaine de protection de l'environnement (U.S. EPA) développait une démarche d'évaluation du risque pour l'environnement (*Ecological Risk Assessment*) s'inspirant du paradigme développé pour la santé humaine (U.S. EPA, 1992).

Ainsi, depuis l'énoncé du paradigme en 1983 par le NRC, l'évaluation du risque est devenue un outil d'aide à la décision de plus en plus utilisé en gestion environnementale.

De nombreux organismes gouvernementaux ont adapté cette démarche en fonction de leurs particularités juridiques et administratives, dont :

- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ) : document produit en 1998;
- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME) : documents produits en 1996, 1997 et 2001;
- Environnement Canada : documents produits en 1994 et 1997;
- Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec (MSSS) : document produit en 2002;
- Santé Canada : documents produits en 1994 et 2004.

Au niveau international, des documents ont également été développés par la *United States Environmental Protection Agency* (US EPA) en 1989, 1991 et 1998, et l'Organisation mondiale de la santé (OMS) en 1999.

La plupart de ces démarches préconisent différents niveaux d'analyses selon une échelle de complexité croissante, soit :

- Niveau 1 : Une analyse préliminaire conservatrice, soit un scénario du pire cas réaliste (approche déterministe).
- Niveau 2 : Une analyse préliminaire réaliste, à un niveau d'exposition réaliste (approche stochastique).
- Niveau 3 : Une analyse détaillée, avec des mesures directes de l'exposition et des effets toxiques sur l'humain, la flore ou la faune.

Afin d'augmenter la précision de l'évaluation, chaque niveau nécessite une quantité d'informations de qualité toujours plus importantes, essentiellement au niveau de l'estimation de l'exposition et à celui du choix des valeurs de référence toxicologiques ou écotoxicologiques.

Dans le cadre de la présente étude, l'évaluation des risques écotoxicologique et toxicologique a été réalisée sur la base d'une analyse de niveau 1. Par conséquent, les scénarios et hypothèses considérés sont basés sur l'approche du pire cas réaliste, un scénario conservateur quant à la sélection des concentrations initiales de contaminants dans le sol, dans l'eau ou dans l'air et des paramètres d'exposition.

2.2 Principales étapes de l'évaluation des risques toxicologique et écotoxicologique

D'une manière générale, l'évaluation des risques écotoxicologique et toxicologique comprend cinq étapes principales :

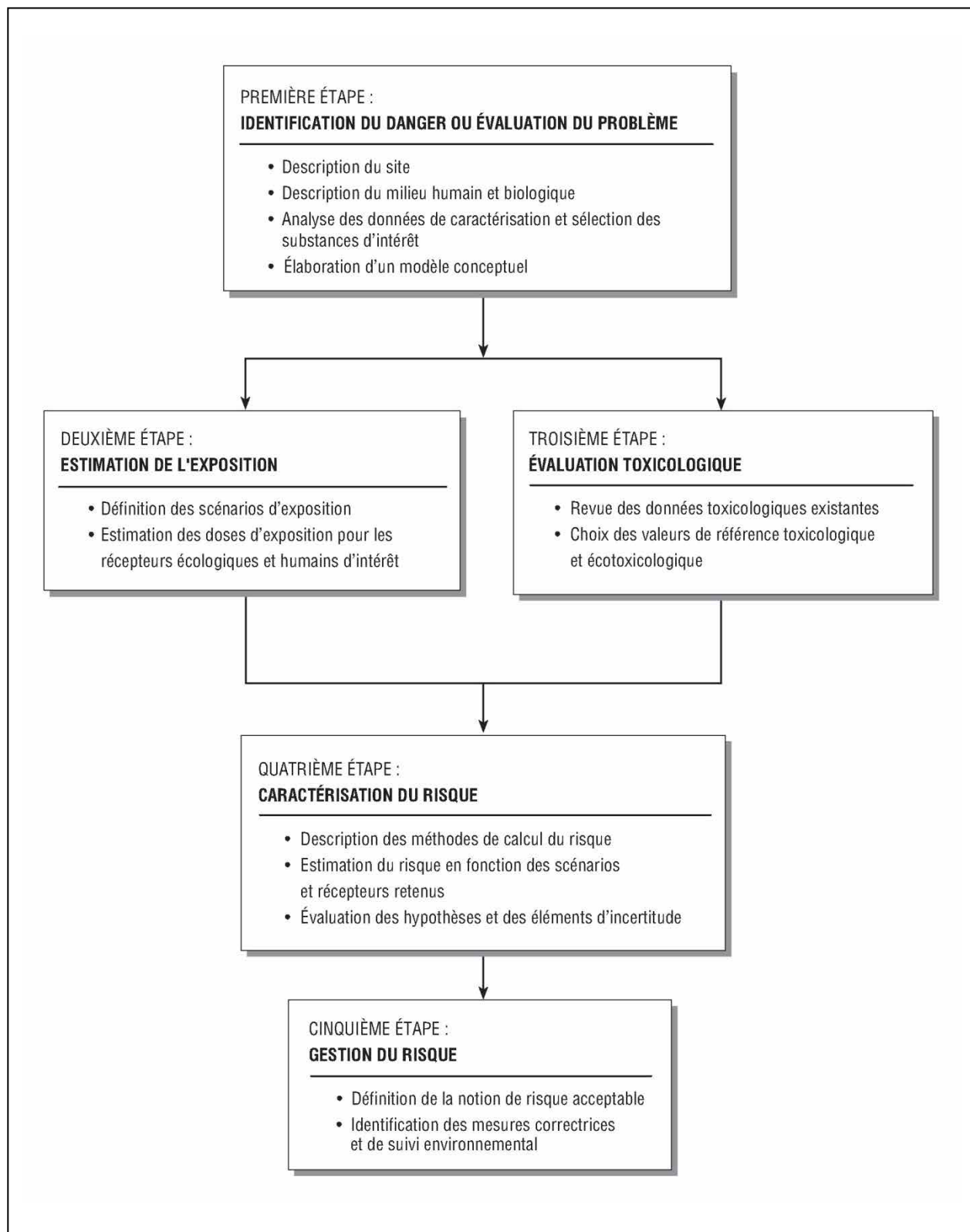
- L'identification du danger (évaluation du problème);
- L'estimation de l'exposition;
- L'évaluation toxicologique;
- La caractérisation du risque;
- La gestion du risque.

La procédure proposée par le CEAEQ (1998) pour l'évaluation du risque écotoxicologique diffère quelque peu de la démarche originale proposée par l'US EPA. Cette variante ne modifie pas pour autant les objectifs visés par l'analyse ainsi que l'approche par niveau décrite précédemment.

Malgré les similitudes entre les deux approches toxicologiques et écotoxicologiques, plusieurs points les distinguent, notamment la description de la problématique, le choix des récepteurs cibles, les types d'effets observés chez ces récepteurs ou les aspects liés à la gestion du risque.

La démarche générale utilisée dans le cadre de la présente étude est illustrée à la figure 2-1. Cette démarche intègre à la fois les volets toxicologiques (santé humaine) et écotoxicologiques (faune et flore). Elle s'appuie essentiellement sur les approches proposées respectivement par le MSSS (2002) et par le CEAEQ (1998).

Figure 2-1 : Démarche générale de l'évaluation des risques écotoxicologique et toxicologique



3 DESCRIPTION DU SITE

3.1 Localisation et historique du site

Le site est situé dans l'arrondissement de Sainte-Foy–Sillery de la Ville de Québec, en bordure du fleuve Saint-Laurent. Les différents terrains composant le site sont retrouvés sur une bande sud-ouest/nord-est faisant environ 2,0 km de long sur une largeur variant entre 200 et 400 m, entre la côte de Sillery et la côte Gilmour. La localisation générale du site à l'étude est présentée à la figure 3-1. L'annexe A présente un répertoire photographique du site à l'étude.

Les recherches historiques ont permis d'identifier l'existence de quatre entreprises pétrolières principales ayant eu des activités industrielles sur des parties du site à l'étude : (1) Pétro-Canada a possédé des réservoirs hors-terre depuis au moins 1947 jusqu'en 1985, (2) Shell Canada y a également exploité plusieurs réservoirs hors-terre depuis au moins 1947 et jusqu'en 1995, (3) Toxaco et l'Impériale Esso avait des réservoirs hors-terre entre 1950 et 1993 et, finalement, (4) Ultramar et St-Lawrence Tankers Ltd qui, à son tour, ont exploité un dépôt pétrolier entre 1957 et 1981.

Les terrains de Shell, Esso et Ultramar ont été réhabilités vers la fin des années 1990. Le site de Shell avait été réhabilité en vue d'un développement résidentiel; le critère de réhabilitation à atteindre correspondait donc au critère « B » de la Politique. Les sols restant sur ces propriétés se trouvent principalement dans la plage « B-C », à l'exception de volume de sol excédant le critère « C » se situant dans l'emprise de la voie ferrée.

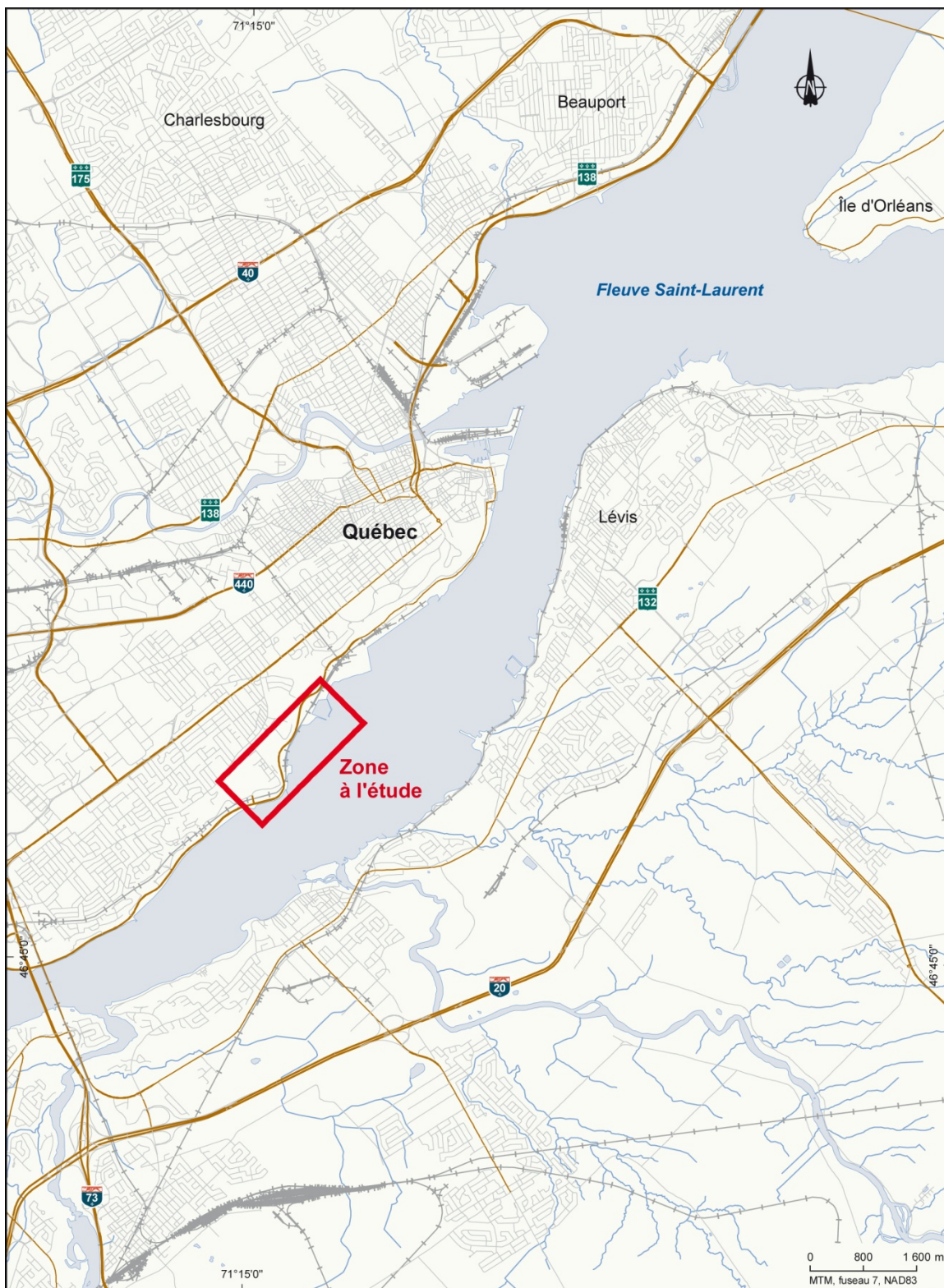
Les autres activités antérieures susceptibles d'avoir affecté la qualité environnementale des sols et de l'eau souterraine du milieu environnant sont l'exploitation du chantier naval, le transport ferroviaire ainsi que le transport d'hydrocarbures pétroliers par pipeline, existant, jadis, le long de la voie ferrée. Des sections de pipelines ont d'ailleurs été abandonnées dans le secteur nord de l'ancien dépôt de Shell et dans le secteur du quai Frontenac. Certaines conduites passeraient même sous le talus dans le secteur du tunnel ferroviaire et se dirigeraient vers l'ancien dépôt de Pétro-Canada. Finalement, des indices de sols contaminés aux hydrocarbures ont été observés sur le site du chantier naval et du côté de la voie ferrée.

3.2 Milieu géophysique

3.2.1 Topographie

La carte topographique 21L14-200-0102 indique que le site est à une élévation moyenne de moins de 7 m au-dessus du niveau moyen de la mer, à l'exception du secteur de la côte de Sillery qui se trouve à environ 10 m d'élévation. La topographie locale démontre une pente descendante du nord-ouest vers le sud-est, soit vers le fleuve Saint-Laurent.

Figure 3-1 : Localisation de la zone à l'étude de la phase 3 du projet de la Promenade Samuel-de Champlain



3.2.2 Contexte géologique régional et local

Le socle rocheux est constitué dans la région de roches sédimentaires cambriennes de la province géologique des Appalaches, soit principalement des shales vert, gris et rouge ainsi que des mudstones rouge avec interlits de shale et de mudstone gris et vert de la Formation de Sainte-Foy du Groupe de Sillery (St-Julien, 1995). Les dépôts quaternaires sont constitués de sédiments glaciomarins et littoraux. La nature de ces derniers reste cependant incertaine car ils sont recouverts par de nombreux remblayages datant de différentes époques : 1- la période d'exploitation du commerce du bois, 2- de l'implantation de la voie ferrée et de la construction des quais et 3- de la construction du boulevard Champlain. Le littoral est bordé d'enrochement selon les segments de berge. L'épaisseur des dépôts de surface varie de 2,5 à 4,5 m. Il est à noter que certains secteurs ont été presque complètement remblayés. L'origine des remblais n'a pu être déterminée.

3.2.3 Contexte hydrologique et hydrogéologique

3.2.3.1 Hydrologie

La topographie générale du site laisse supposer que le ruissellement des eaux de surface et l'écoulement de l'eau souterraine s'effectuent du nord-ouest vers le sud-est, soit vers le fleuve Saint-Laurent. Le terrain étant limitrophe au fleuve St-Laurent, on retrouve à sa limite un enrochement considérable sur les rives du fleuve.

3.2.3.2 Hydrogéologie

Le *Système d'information hydrogéologique* (SIH) du MDDEP a été consulté le 22 janvier 2010 et aucun puits ne se situerait à l'intérieur d'un rayon de 1 km du site à l'étude. Lors de travaux de réhabilitation effectués sur différentes portions du site, plusieurs puits d'observation ont été installés. Selon ces puits, le niveau de la nappe se situe à une profondeur entre 2 et 4 m selon les secteurs. Certains échantillons d'eau prélevés lors des études antérieures ont montré des concentrations en BTEX ou en huiles et graisses minérales (HGM) excédant les critères d'usages sur les sites des anciens dépôts pétroliers. Le résumé de la qualité de l'eau est présenté à la section 4-3. On trouve également une station de pompage de la Ville de Québec situé dans la partie ouest du site.

3.3 Milieu humain

La zone d'étude qui a été délimitée pour décrire la population environnante s'étend le long du boulevard Champlain. Elle est bordée, à l'est, par les installations du Port de Québec et la côte Gilmour et, à l'ouest, par la côte de Sillery, au niveau du parc de la Jetée. Du nord au sud, la zone d'étude est comprise entre le boulevard Laurier et le fleuve Saint-Laurent.

Une falaise suit le tracé du boulevard Champlain, faisant une barrière physique entre la section sud de la zone d'étude qui longe le fleuve Saint-Laurent et les quartiers résidentiels situés au nord. Le sommet de la falaise possède une altitude variant entre 5 à 10 m à l'ouest de la zone d'étude et de 50 m à l'est. Le replat possède une largeur maximale aux deux extrémités de la zone d'étude. La rive est

sinueuse, formant trois anses, l'anse de Sillery à l'ouest, l'anse de Saint-Michel au centre et l'anse au Foulon à l'est (GENIVAR, 2011).

3.3.1 Occupation du territoire

Aucun bâtiment n'est présent sur le site (entre le boulevard Champlain et le fleuve Saint-Laurent), à l'exception des bâtiments situés dans le secteur de la marina et d'une station de pompage de la Ville de Québec. Les réseaux d'aqueduc de la Ville de Québec desservent ces secteurs. Le chantier naval Boulet Lemelin Yacht inc n'est pas desservi par les égouts. Une fosse septique et un champ d'épuration sont présents sur le site, mais ne sont plus utilisés. Le terrain à l'étude est traversé à plusieurs endroits par des conduites pluviales et d'égout (émissaires) provenant du côté de la falaise située à environ 150 à 200 m du rivage. Ces conduites peuvent constituer des voies de migrations préférentielles des eaux de drainage. Un total d'au moins 6 conduites est présent sur le site (GENIVAR, 2010a).

3.3.2 Population cible

3.3.2.1 Population environnante

Afin de définir la population environnante, les aires de diffusion des secteurs de recensement de Statistique Canada ont été utilisées. Au total, neuf aires de diffusion complètes et 2 aires partielles composent la zone d'étude. Le nombre d'individus a été calculé à partir des données de recensement de 2006. La répartition de la population a fait l'objet d'une ventilation par groupe d'âge (0 à 4 ans, 5 à 9 ans, 10 à 19 ans et 20 ans et plus) et selon le sexe.

Selon les données de recensement de 2006, la population environnante comprise dans la zone d'étude est estimée à 5 848 personnes (voir le tableau 3-1). La majorité de la population (96,7 %) se retrouve au nord de la zone d'étude entre la falaise et le boulevard Laurier, avec un total de 5 656 individus. La portion de territoire comprise entre la falaise et la rive du fleuve Saint-Laurent est moins peuplée avec 3,3 % de la population, représentant 192 individus. Dans ce secteur, on retrouve principalement des espaces récréatifs (parcs et espaces verts) et industriels.

3.3.2.2 Population par classe d'âges

La population de la zone d'étude compte 166 enfants de 0 à 4 ans, soit 2,8 % de l'effectif total (tableau 3-2). Les jeunes âgés de 5 à 9 ans sont légèrement plus nombreux que le groupe précédent (211 individus), avec 3,6 % de la population totale. Les adolescents âgés de 10 à 19 ans sont près de quatre fois plus nombreux, représentant 12 % de la population totale, soit 700 individus. Enfin, les adultes âgés de 20 ans et plus s'avèrent le groupe le plus important réunissant 81,6 % de la population totale, avec 4 771 individus. Il est à noter que la proportion de femmes âgées de 20 ans et plus est légèrement supérieure à celle des hommes appartenant au même groupe d'âge (83,7 % contre 78,9 %).

Tableau 3-1 : Population de la zone d'étude selon les aires de diffusion des secteurs de recensement, 2006

Secteur	Aires de diffusion	Nombre d'individus	Proportion (%)
Sud de la falaise	230223 (partielle)	13	0,2
	230224 (partielle)	179	3,1
	Total	192	3,3
Nord de la falaise	230219	655	11,2
	230220	540	9,2
	230221	435	7,4
	230222	365	6,2
	230223 (partielle)	36	0,6
	230225	420	7,2
	230854	515	8,8
	230855	605	10,4
	230856	630	10,8
	230908	1 455	24,9
Total	5 656	96,7	
Total		5848	100,0

Source : Statistique Canada, 2006 (compilation des données du logiciel PCensus).

Tableau 3-2 : Population de la zone d'étude selon les groupes d'âge et le sexe, 2006

Classe d'âge	Hommes		Femmes		Total	
	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%
0 à 4 ans	84	3,3	82	2,5	166	2,8
5 à 9 ans	104	4,1	107	3,2	211	3,6
10 à 19 ans	350	13,7	350	10,6	700	12,0
20 ans et plus	2 008	78,9	2 763	83,7	4 771	81,6
Total	2 546	100,0	3 302	100,0	5 848	100,0

Source : Statistique Canada, 2006 (compilation des données du logiciel PCensus).

3.4 Milieu biologique

Les informations portant sur le milieu biologique proviennent du rapport d'étape de l'Étude d'impact sur l'environnement de l'Aménagement de la Promenade Samuel-de-Champlain (phase III), Tronçon situé entre la Côte de Sillery et la Côte Gilmour (GENIVAR, avril 2011a).

3.4.1 Flore

3.4.1.1 Végétation terrestre

La zone d'étude fait partie du domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul, sous-domaine de l'est. L'érable à sucre (*Acer saccharum*) y est l'espèce dominante, accompagnée par le tilleul d'Amérique (*Tilia americana*), le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*), l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) et, occasionnellement, le noyer cendré (*Juglans cinerea*).

La végétation arborescente présente dans la zone d'étude correspond essentiellement à celle établie dans l'escarpement longeant le boulevard. Le couvert arborescent se compose de certaines espèces indigènes et exotiques pionnières, telles que le peuplier baumier (*Populus balsamifera*), le peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) et le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) (GENIVAR, avril 2011a).

La végétation herbacée est, quand à elle, caractéristique des milieux perturbés. L'armoise vulgaire (*Artemisia vulgaris*), la tanaisie vulgaire (*Tanacetum vulgare*) et l'agropyron rampant (*Elymus repens*) composent principalement la strate herbacée (GENIVAR, avril 2011a).

3.4.1.2 Espèces floristiques à statut particulier

Selon la base de données du Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ), 17 espèces à statut particulier ont été répertoriées dans un rayon de moins de 8 km de la zone d'étude. Parmi celles-ci, la zizanie naine (*Zizania aquatica*) et la gratiole du Saint-Laurent (*Gratiola neglecta*) ont été répertoriées dans la zone d'étude. De plus, trois autres espèces susceptibles d'être désignées ont été inventoriées lors de la visite, soit le bident d'Eaton (*Bidens eatonii*), la lindernie estuarienne (*Lindernia dubia*) et le lycophe du Saint-Laurent (*Lycopus americanus*) (GENIVAR, avril 2011a).

Les autres espèces répertoriées à partir de la base de données pourraient être retrouvées dans la section boisée de la zone d'étude, c'est-à-dire, l'escarpement longeant le boulevard Champlain. Toutefois, la végétation de ce secteur ne devrait pas être affectée par les travaux projetés.

3.4.1.3 Écosystème forestier exceptionnel

Aucun écosystème forestier exceptionnel n'est répertorié dans la zone d'étude ou en périphérie immédiate de celle-ci.

3.4.2 Faune

3.4.2.1 Herpétofaune

D'après la banque de données de l'*Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec*, aucune espèce n'aurait été répertoriée directement sur l'aire d'étude. Le manque d'inventaire dans ce secteur spécifique pourrait expliquer l'absence de mention.

Dix-huit espèces ont été observées en périphérie du territoire à l'étude, soit approximativement entre le pont de Québec et la baie de Beauport. Toutefois, comme la zone d'étude a subi de grandes perturbations anthropiques, elle ne présente pas d'habitats propices particulièrement intéressants pour la plupart de ces espèces.

3.4.2.2 Avifaune

Selon la base de données de l'*Étude des populations d'oiseaux du Québec* (EPOQ), 213 espèces d'oiseaux ont été recensées dans le secteur de la promenade Samuel-De Champlain, incluant le parc du Bois-de-Coulonge, Sillery, le parc des Braves et les plaines d'Abraham. De ce nombre, le statut de nicheur est confirmé pour onze espèces. Le comportement associé à d'autres espèces permet de conclure que douze d'entre elles sont des nicheurs probables, et 48 autres seraient des nicheurs potentiels (GENIVAR, avril 2011a).

L'habitat riverain longeant le boulevard Champlain n'offre pas un potentiel élevé d'habitat pour la faune aviaire. Aucune aire de concentration d'oiseaux aquatiques légalement désignée en vertu du *Règlement sur les habitats fauniques* n'est présente dans la zone d'étude. Les espèces fréquentant ce secteur sont majoritairement des oiseaux de rivage, de milieux ouverts et aquatiques. Parmi les oiseaux de rivage, mentionnons les bécasseaux à poitrine cendrée (*Calidris melanotos*), minuscule (*Calidris minutilla*), et variable (*Calidris alpina*), ainsi que le pluvier argenté (*Pluvialis squatarola*). En ce qui concerne les autres espèces, le canard noir (*Anas rubripes*), le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), le grand harle (*Mergus merganser*), les goélands à bec cerclé (*Larus delawarensis*), argenté (*Larus argentatus*), et marin (*Larus marinus*), l'oie des neiges (*Chen caerulescens*), la bernache du Canada (*Branta canadensis*) et le cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) sont présentes dans le secteur. Ces espèces sont observées surtout à l'automne, mais aussi au printemps, lors de leur migration.

À ces espèces, il faut ajouter les espèces qui fréquentent les milieux urbains, périurbains et perturbés. Parmi celles-ci, mentionnons la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*), l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*), le geai bleu (*Cyanocitta cristata*), le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), le pigeon biset (*Columba livia*) et la tourterelle triste (*Zenaida macroura*), pour ne nommer que celles-là. Également, le secteur ou ses environs pourrait être utilisé par des espèces de bruants, de parulines, de pics et d'hirondelles, de même que certains membres de la famille des strigidés (ex. : hiboux, chouettes), des accipitridés (rapaces diurnes) et des ardéidés (ex. : hérons et aigrettes).

3.4.2.3 Mammifères terrestres

La berge du fleuve le long du boulevard Champlain représente un milieu peu propice à une utilisation par la faune terrestre. Aucun inventaire de mammifère n'a été effectué sur le territoire à l'étude et le MRNF ne dispose d'aucune information à cet effet. Il est toutefois reconnu que le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) est omniprésent dans les marais du sud du Québec. Il est donc possible que l'espèce fréquente le secteur. D'autres espèces communes et ubiquistes, telles que la marmotte commune (*Marmota monax*), la moufette rayée (*Mephitis mephitis*), le

raton laveur (*Procyon lotor*) et l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*) sont fort probablement également présentes.

Le même constat s'applique au niveau de micromammifères potentiellement présents. Des espèces communes et ubiquistes, telles le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*), la souris commune (*Mus musculus*) et le rat surmulot (*Rattus norvegicus*) sont des espèces probablement présentes dans la zone d'étude.

3.4.2.4 Espèces fauniques à statut particulier

Herpétofaune

Six espèces de l'herpétofaune à statut particulier sont potentiellement présentes dans la zone d'étude. La tortue des bois et la tortue géographique sont considérées comme des espèces vulnérables tandis que la salamandre sombre du Nord et la couleuvre à collier sont sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Selon le COSEPAC, la tortue serpentine apparaît comme une espèce préoccupante. La présence de la tortue géographique a été notée en 2003 sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de Saint-Romuald et de Charny. Cependant, les habitats présents dans la zone d'étude sont peu propices à la fréquentation par ces espèces. Notons aussi que la dernière mention de la couleuvre à collier dans ce secteur est historique (1942).

Avifaune

Parmi les espèces recensées dans le secteur à l'étude, neuf ont un statut particulier selon la *Loi sur les espèces menacées et vulnérables*, la *Loi sur les espèces en péril* ou le COSEPAC. Il s'agit du garrot d'Islande (*Bucephala islandica*), du grèbe esclavon (*Podiceps auritus*), du pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), du faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), du martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*), de la grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*), du quiscale rouilleux (*Euphagus carolinus*) et du pic à tête rouge (*Melanerpes erythrocephalus*). Selon les informations du Regroupement Québec Oiseaux, seul le pic à tête rouge est un nicheur probable. Une station de nidification a été identifiée, mais celle-ci était située dans le parc des Bois-de-Coulonges et la dernière occupation remonte à 1963. Il est à noter que des faucons pèlerins ont été observés au centre-ville de Québec en 2006 et 2007. Cependant, la zone d'étude ne présente aucun intérêt particulier pour l'espèce.

3.4.3 Habitats fauniques désignés

Aucun habitat faunique cartographié n'est répertorié dans la zone d'étude ou en périphérie immédiate de celle-ci.

4 ANALYSE DES DONNÉES DE CARACTÉRISATION ENVIRONNEMENTALE

4.1 Sommaire des évaluations environnementales de site

Les activités antérieures susceptibles d'avoir affecté la qualité environnementale des sols et de l'eau souterraine du milieu environnant sont l'exploitation du chantier naval, le transport ferroviaire ainsi que le transport d'hydrocarbures pétroliers par pipeline, existant, jadis, le long de la voie ferrée. De fait, la zone d'étude occupait anciennement le dépôt et l'usine de filtration de la Ville de Québec ainsi que les parcs à carburant de Pétro-Canada, Shell, Esso/Texaco et Ultramar.

Depuis le début des années 1990, le secteur à l'étude a été l'objet de plus de 27 campagnes de caractérisation des sols et/ou de l'eau souterraine. De nombreux travaux de réhabilitation environnementale ont également été réalisés afin de rendre les sols conformes aux usages prévus.

Les résultats d'analyses chimiques des sols intégrés dans la matrice de données utilisées pour l'évaluation des risques proviennent seulement des échantillonnages effectués après la réhabilitation des différents secteurs. Les études d'où sont tirés ces résultats sont décrites brièvement ci-après. La localisation des points d'échantillonnage retenus pour l'analyse de risque est insérée à l'annexe B.

4.1.1 Biogénie, 1998

L'ancien dépôt pétrolier de Shell à Sillery a fait l'objet d'une réhabilitation environnementale entre 1995 et 1997 afin de poursuivre la décontamination jusqu'à l'atteinte d'un niveau compatible avec un usage résidentiel du terrain (critère « B » de la Politique). Les travaux ont donc consisté à poursuivre le traitement *ex situ* (biopiles) et à remettre en fonction le système *in situ*, à excaver les sols excédant le critère « B » après le traitement, à regrouper ces sols le long de la voie ferrée et à caractériser toutes les parcelles ayant fait l'objet d'intervention.

À la fin des travaux, qui ont été effectués entre juillet 1997 et août 1998, il restait environ 200 m³ de sol ayant une concentration en HP C₁₀-C₅₀ supérieure au critère « C ». Ces sols se trouvant en profondeur le long de la voie ferrée, il n'a pas été possible de les excaver en raison de la proximité de la fibre optique du CN et de la stabilité de la voie ferrée.

Environ 5 500 m³ de sols présentant une concentration dans la plage « B-C » (HP C₁₀-C₅₀) après le traitement ont été excavés. Ces sols ont été placés sur une bande d'une largeur de 16 m, d'une hauteur d'environ 0,8 m et d'une longueur de 500 m en bordure de la voie ferrée.

Le niveau de contamination en HP C₁₀-C₅₀ et en BTEX de l'eau souterraine de tous les points d'échantillonnage qui se trouve dans la zone potentielle de développement résidentiel se situe dans la plage « A-B » des critères du MEF (1996).

Pour les besoins de l'évaluation des risques, les résultats des analyses chimiques retenus de ce rapport sont seulement ceux provenant des échantillonnages de 1994 à 1997 post-réhabilitation ou dont les sols n'ont pas été remaniés ou réhabilités.

4.1.2 DDH environnement Itée, 1999

En 1999, vingt-huit tranchées ont été réalisées pour un échantillonnage de contrôle des sols dont treize sur l'ancien dépôt de Shell et quinze sur l'ancien dépôt de l'Impérial (Esso). Des échantillons ont été prélevés sur l'horizon 0-2 m ainsi que sur l'horizon 2-4 m. Seulement deux échantillons analysés à ce moment ont montré des concentrations en HP C₁₀-C₅₀ en excès du critère « B » (plage « B-C ») sur les 28 parcelles investiguées. Les deux échantillons ont été prélevés entre 2 et 4 m de profondeur sur l'ancien dépôt de Shell (E-18 et D13).

Pour les besoins de l'évaluation des risques, les résultats des analyses chimiques retenus sont seulement ceux provenant des échantillonnages n'ayant pas été analysés en 2000, des échantillonnages post-réhabilitation ou des échantillonnages aux endroits dont les sols n'ont pas été remaniés ou réhabilités par la suite.

4.1.3 Biogénie, 2000

Le mandat de Biogénie dans ce rapport consistait à abaisser le niveau de contamination du terrain de Pétrolière Impériale (Esso) de manière à autoriser un usage commercial et industriel du site (critère « C » de la Politique). Des travaux de réhabilitation environnementale ont été réalisés entre 1997 et 1999 dans le secteur des parcs à réservoirs. Au cours du projet, un total de 6 579 m³ de sol contaminé en HP C₁₀-C₅₀ a été traité en biopiles et un volume de 40 500 m³ de sol a fait l'objet d'un traitement *in situ* dont 24 000 m³ excédait le critère « C » en HP C₁₀-C₅₀ et/ou BTEX.

Suite à la réhabilitation, toutes les parcelles de terrain traitées présentaient des concentrations inférieures au critère « C », à l'exception de parcelles situées dans l'emprise de la voie ferrée (30 à 60 m³ de sol supérieurs au critère « C »). Les sols situés dans l'emprise n'ont pu être excavés étant donné la proximité des câbles de fibres optiques. À ce moment, un total de 34 parcelles présentait des concentrations en HP C₁₀-C₅₀ se situant dans la plage « B-C ». Un volume de sol d'environ 275 m³ situé sous la conduite d'égout présentait une contamination résiduelle en HP C₁₀-C₅₀ dans la plage « B-C ».

À la fin de l'année 1998, on note l'absence de phases libres ans l'eau souterraine et, à part quelques exceptions, des concentrations en phases dissoutes non détectables ou légèrement supérieures aux limites de détection méthodologique pour les HP C₁₀-C₅₀ et les BTEX. Les eaux souterraines respectaient donc les critères de l'époque qui autorisent un usage commercial et industriel du site (critère « C ») dans la zone de traitement *in situ* ainsi qu'en amont et en aval de celle-ci.

Pour les besoins de l'évaluation des risques, les résultats des analyses chimiques retenus sont ceux des stations d'échantillonnages n'ayant pas été analysés en 2000 (les plus récents ayant été retenus), ceux provenant des échantillonnages post-réhabilitation ou ceux dont les sols n'ont pas été remaniés ou réhabilités par la suite.

4.1.4 DDH environnement Itée, 2000

En mai 2000, une évaluation environnementale a été réalisée sur l'ancien site appartenant à Esso suite aux différents travaux de réhabilitation effectués dans les années antérieures. Les travaux d'investigation ont compris la réalisation de 34 tranchées, dont 25 à l'intérieur des limites de l'aire de traitement *in situ*, 2 en périphérie de l'aire de traitement *in situ* et 7 dans les biopiles. Soixante et un échantillons ont été prélevés à l'intérieure des limites de l'aire de traitement *in situ* et cinq d'échantillons ont été prélevés dans les biopiles sur l'aire de traitement.

Les résultats montrent qu'environ 5 300 m³ de sol de l'aire de traitement *in situ* demeurent contaminés à un niveau se situant dans la plage « B-C » des critères de la Politique et tous les résultats d'analyses des échantillons des sols des biopiles présentent des concentrations inférieures au critère « B ».

Pour les besoins de l'évaluation des risques, l'ensemble des résultats des analyses chimiques des sols effectuées dans le cadre de cette étude a été retenu.

4.1.5 Biogénie, 2001

En septembre 1996, la firme Biogénie a été mandatée afin d'effectuer la réhabilitation environnementale du site de l'ancien parc à carburant d'Ultramar (parcelle « O ») afin d'atteindre des concentrations inférieures au critère « C » pour les sols et l'eau souterraine. Le secteur avait déjà été subdivisé en 60 parcelles. Le traitement a débuté en décembre 1997.

En octobre 1999, 11 des 60 parcelles présentaient toujours des concentrations en HP C₁₀-C₅₀ excédant le critère « C ». Ces sols ont donc été excavés et mis en pile dans la partie nord-ouest du site, ceci représentant environ 1 500 m³ de sol.

En 2000, la caractérisation des sols mis en piles a confirmé l'atteinte des objectifs de réhabilitation correspondant au critère « C » de la Politique (HP C₁₀-C₅₀).

Le suivi de la qualité de l'eau effectué en août 2000 a également confirmé que tous les échantillons prélevés présentaient des concentrations en HP C₁₀-C₅₀ inférieures au critère « C » de la Politique.

Pour les besoins de l'évaluation des risques, les résultats des analyses chimiques provenant des échantillonnages après réhabilitation des sols ont été retenus.

4.1.6 DDH environnement Itée, 2005

Une évaluation environnementale phase 2 a été réalisée en novembre 2002 par DDH sur la propriété du Canadien National (CN) entre le quai Frontenac et la marina de Sillery. Les objectifs de cette étude étaient de caractériser les sols et l'eau souterraine dans les secteurs préoccupants identifiés au terme des études antérieures et d'évaluer la probabilité de migration hors site d'éventuels contaminants en phase dissoute ou en phase libre. Les travaux ont consisté en la réalisation de 14 forages dont 9 ont été aménagés en puits d'observation.

Tous les sondages, à l'exception de ceux sur le terrain du Yacht-Club de Québec et celui dans le secteur sud des réservoirs de Shell, ont été effectués le long de la voie ferrée existante.

Un seul des 23 échantillons de sol analysés a présenté des concentrations en excès du critère « C » de la Politique pour les HP C₁₀-C₅₀. Des concentrations correspondant à la plage des critères B-C pour les HAP ont, par ailleurs, été observées dans le même échantillon de sol, sur 10 échantillons analysés (PO-4 (14-16)).

Un échantillon d'eau souterraine prélevé à ce même endroit a présenté une concentration en HP C₁₀-C₅₀ supérieure au critère de résurgence dans les eaux de surface ou d'infiltration dans les égouts. Ce puits se situe en aval de l'ancien dépôt pétrolier d'Ultramar dans l'emprise de la voie ferrée.

Aucune phase flottante de produits pétroliers n'a été détectée sur l'ensemble des puits d'observation installés sur la propriété à l'étude.

Pour les besoins de l'évaluation des risques, l'ensemble des résultats des analyses chimiques des sols effectuées dans le cadre de cette étude a été retenu.

4.1.7 GENIVAR (2010-2011)

En 2010 et 2011, quatre études de caractérisation environnementale ont été réalisées par GENIVAR afin d'évaluer l'état environnemental actuel du site, soit :

- Évaluation environnementale de site, phase I (GENIVAR, 2010a);
- Évaluation environnementale de site, phase II – Voie ferrée (GENIVAR, 2010b);
- Évaluation environnementale de site complémentaire, phase II (GENIVAR 2010c);
- Évaluation de la teneur de fond en manganèse (GENIVAR, 2011b).

Ces études ont permis d'estimer sommairement les volumes de sols contaminés à gérer dans le cadre du projet de réaménagement. Les résultats de ces études montrent que des sols affectés par les hydrocarbures pétroliers (HP) et/ou par le manganèse (Mn) dans la plage « B-C » des critères de la Politique, ainsi que des sols ayant des concentrations supérieures au critère générique « C », sont présents à différents endroits sur le site (annexe B). Les travaux de caractérisation ont également permis d'identifier des concentrations en Mn dans l'eau souterraine excédant le critère de résurgence de l'eau souterraine dans l'eau de surface ou infiltration dans les égouts (RESIE).

Pour les besoins de l'évaluation des risques, l'ensemble des résultats des analyses chimiques des sols effectuées dans le cadre de ces études a été retenu.

4.2 Qualité des sols de la zone étudiée

4.2.1 Matrice de données

Les analyses chimiques effectuées sur les échantillons de sol récoltés au cours des différentes campagnes de caractérisation environnementale réalisées sur le site ont permis de générer une matrice de données constituée de 664 échantillons analysés (éléments) et de 90 paramètres physicochimiques mesurés (variables). Rappelons que les analyses ont été effectuées sur un total de 375 stations d'échantillonnage distinctes (forages ou tranchées) à des profondeurs variant de 0 à 6,6 mètres. La majorité des résultats (80 %) proviennent des analyses effectuées à des profondeurs supérieures à un mètre.

Les variables mesurées se répartissent en groupes distincts, soit :

- 25 composés de HAP;
- 18 composés phénoliques chlorés et 7 non chlorés;
- 28 métaux et métalloïdes;
- 9 HAM dont les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes);
- Les huiles et graisse minérale (HGM);
- Les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (HP C₁₀-C₅₀).

4.2.2 Statistiques descriptives

Les statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les échantillons de sol du site à l'étude sont tirées des prélèvements réalisés lors des différentes campagnes de caractérisation environnementale décrites précédemment. Dans le cas des concentrations inférieures aux limites de détection, la valeur même du seuil de détection de la méthode analytique rapportée a été utilisée pour les calculs.

Le tableau 4-1 présente les statistiques descriptives calculées respectivement pour l'ensemble des résultats d'analyses effectuées sur les échantillons de sol prélevés à toutes les profondeurs. Le tableau présente également, pour chacune des substances, les valeurs limites pour les sols édictées aux annexes I et II du RPRT et l'équivalence de ces valeurs avec les critères de la Politique.

Une description générale du niveau de contamination pour chacune des classes de substances mesurées sur le site est présentée ici-bas.

4.2.2.1 HAP

Au total, 25 composés différents d'HAP ont été mesurés dans les échantillons de sol prélevés sur le site à l'étude. Seulement trois d'entre eux ont montré au moins un dépassement des valeurs limites prescrites à l'annexe I du RPRT (critère « B ») alors qu'aucun ne dépassait les valeurs de l'annexe II (critère « C »).

Tableau 4-1 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols (toutes les profondeurs)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	90 ^e centile	99 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ^(a)			Nombre de dépassements		
							A	B Annexe I	C Annexe II	> A	> B Annexe I	> C Annexe II
Hydrocarbures aromatiques polycycliques												
Acénaphène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	10	100	1	0	0
Acénaphylène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	10	100	0	0	0
Anthracène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	0.1	10	100	2	0	0
Benzo(a)anthracène (mg/kg)	21	0.1	0.2	0.3	0.6	0.6	0.1	1	10	4	0	0
Benzo(a)pyrène (mg/kg)	21	0.1	0.2	0.3	0.6	0.6	0.1	1	10	4	0	0
Benzo(b+j+k)fluoranthène (mg/kg)	21	0.2	0.3	0.6	1.0	1.0	0.1	1	10	4	0	0
Benzo(c)phénanthrène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Benzo(g,h,i)pérylène (mg/kg)	15	0.1	0.2	0.3	0.4	0.4	0.1	1	10	4	0	0
Chrysène (mg/kg)	21	0.2	0.2	0.4	0.6	0.6	0.1	1	10	4	0	0
Dibenzo(a,h)anthracène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Dibenzo(a,h)pyrène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Dibenzo(a,i)pyrène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Dibenzo(a,l)pyrène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Diméthyl-1,3 naphthalène (mg/kg)	21	0.3	0.6	0.1	3.0	3.7	0.1	1	10	1	1	0
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Fluoranthène (mg/kg)	21	0.2	0.4	0.6	1.4	1.5	0.1	10	100	4	0	0
Fluorène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.3	0.4	0.1	10	100	1	0	0
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène (mg/kg)	21	0.1	0.2	0.3	0.5	0.5	0.1	1	10	4	0	0
Méthyl naphthalènes (mg/kg)	2	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Méthyl-1 naphthalène (mg/kg)	21	0.2	0.5	0.1	2.1	2.6	0.1	1	10	1	1	0
Méthyl-2 naphthalène (mg/kg)	21	0.2	0.6	0.2	2.8	3.4	0.1	1	10	3	1	0
Méthyl-3 cholanthrène (mg/kg)	19	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Naphthalène (mg/kg)	21	0.1	0.1	0.1	0.4	0.4	0.1	5	50	2	0	0
Phénanthrène (mg/kg)	21	0.2	0.3	0.3	1.0	1.1	0.1	5	50	4	0	0
Pyrène (mg/kg)	21	0.2	0.4	0.6	1.5	1.6	0.1	10	100	4	0	0
Triméthyl-2,3,5 naphthalène (mg/kg)	21	0.1	0.2	0.2	0.5	0.6	0.1	1	10	3	0	0
Hydrocarbures aromatiques monocycliques												
Benzène (mg/kg)	207	0.8	1.8	0.1	12.3	96.0	0.1	0.5	5	9	5	3
Chlorobenzène (mono) (mg/kg)	11	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	1	10	0	0	0
Dichloro-1,2 benzène (mg/kg)	11	0.2	0.3	0.3	0.5	0.5	0.2	1	10	2	0	0
Dichloro-1,3 benzène (mg/kg)	11	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	1	10	1	0	0
Dichloro-1,4 benzène (mg/kg)	11	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	1	10	1	0	0
Éthylbenzène (mg/kg)	207	0.3	0.7	0.2	1.3	33.0	0.2	5	50	16	2	0
Styrène (mg/kg)	11	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	5	50	0	0	0
Toluène (mg/kg)	207	0.6	1.2	0.2	11.4	66.0	0.2	3	30	11	3	1
Xylènes (mg/kg)	207	1.3	3.0	0.6	10.9	180.0	0.2	5	50	38	4	1

Tableau 4-1 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols (toutes les profondeurs) (suite)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	90 ^e centile	99 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ^(a)			Nombre de dépassements		
							A	B Annexe I	C Annexe II	> A	> B Annexe I	> C Annexe II
Composés phénoliques non chlorés												
Crésol (ortho) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Crésol (méta) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Crésol (para) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Diméthyl-2,4 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Nitro-2 phénol (mg/kg)	5	0.5	n.d.	0.5	0.5	0.5	0.5	1	10	0	0	0
Nitro-4 phénol (mg/kg)	5	0.5	n.d.	0.5	0.5	0.5	0.5	1	10	0	0	0
Phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	1	10	0	0	0
Composés phénoliques chlorés												
Chlorophénol (-2) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Chlorophénol (-3) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Chlorophénol (-4) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Dichloro-2,3 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Dichloro-(2,4+2,5) phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Dichloro-2,6 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Dichloro-3,4 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Dichloro-3,5 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Pentachlorophénol (PCP) (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Tétrachloro-2,3,4,5 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Tétrachloro-2,3,5,6 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,4 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,5 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Trichloro-2,3,6 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Trichloro-2,4,5 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Trichloro-2,4,6 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0
Trichloro-3,4,5 phénol (mg/kg)	5	0.1	n.d.	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	5	0	0	0

Tableau 4-1 : Statistiques descriptives des concentrations des substances mesurées dans les sols (toutes les profondeurs) (suite)

Substances	Effectif	Moyenne arithmétique	LSIC95%	90 ^e centile	99 ^e centile	Valeur maximale	Critères génériques pour les sols du MDDEP (mg/kg) ^(a)			Nombre de dépassements		
							A	B Annexe I	C Annexe II	> A	> B Annexe I	> C Annexe II
Composés inorganiques												
Aluminium (mg/kg)	53	9495.7	10765.6	15220.0	16916.0	17800.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Antimoine (mg/kg)	53	20.0	n.d.	20.0	20.0	20.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Argent (mg/kg)	53	0.5	0.5	0.5	0.7	0.9	2	20	40	0	0	0
Arsenic (mg/kg)	53	7.6	9.3	14.8	31.3	37.9	6	30	50	11	1	0
Baryum (mg/kg)	73	190.4	219.0	344.2	535.7	558.0	200	500	2000	30	3	0
Béryllium (mg/kg)	53	3.5	4.6	10.0	10.0	10.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Bore (mg/kg)	53	36.1	40.3	63.2	69.4	72.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Cadmium (mg/kg)	62	0.9	1.0	1.2	1.9	2.1	1.5	5	20	2	0	0
Calcium (mg/kg)	53	34636.6	47256.5	77580.0	201520.0	266000.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Chrome total (mg/kg)	62	41.2	43.6	45.0	45.0	45.0	85	250	800	0	0	0
Cobalt (mg/kg)	53	16.0	16.9	18.0	30.8	37.0	15	50	300	9	0	0
Cuivre (mg/kg)	62	40.4	43.5	45.0	83.1	113.0	40	100	500	11	1	0
Étain (mg/kg)	53	5.3	5.8	5.0	12.8	17.0	5	50	300	2	0	0
Fer (mg/kg)	53	26294.0	28947.2	37260.0	41488.0	43100.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Magnésium (mg/kg)	54	5166.9	5684.0	7357.0	8587.8	8980.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Manganèse (mg/kg)	72	1555.5	1883.1	3445.0	5689.6	5860.0	770	1000	2200	41	38	21
Mercure (mg/kg)	37	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	2	10	0	0	0
Molybdène (mg/kg)	53	2.2	2.3	2.0	5.0	6.0	2	10	40	5	0	0
Nickel (mg/kg)	62	30.0	31.4	34.9	42.0	42.0	50	100	500	0	0	0
Plomb (mg/kg)	62	52.5	68.5	85.9	321.6	443.0	50	500	1000	12	0	0
Potassium (mg/kg)	53	1098.8	1206.0	1644.0	1898.8	1930.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Sélénium (mg/kg)	53	1.0	n.d.	1.0	1.0	1.0	1	3	10	0	0	0
Sodium (mg/kg)	53	184.1	227.6	267.4	781.0	963.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Tallium (mg/kg)	50	15.0	n.d.	15.0	15.0	15.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Titane (mg/kg)	53	80.7	102.6	198.4	347.4	377.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Vanadium (mg/kg)	53	15.7	16.3	15.8	24.0	25.0	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Zinc (mg/kg)	62	101.4	106.3	128.4	153.6	156.0	110	500	1500	8	0	0
Soufre total (mg/kg)	10	1400.3	2412.8	2658.0	4666.8	4890.0	400	1000	2000	7	5	2
Paramètre intégrateur												
Huiles et graisses minérales (mg/kg)	67	618	1033	683	7974	12000	aucun	aucun	aucun	0	0	0
Hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) (mg/kg)	493	403	448	1000	2710	3100	300	700	3500	186	75	0

^(a) : Les critères B et C provenant de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 1998 et révisions) correspondent respectivement aux critères de l'annexe I et de l'annexe II du *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* en vigueur depuis 2003 sauf pour le chlorure de vinyle, le dinitro-2,6 toluène et le soufre total qui proviennent de la Politique.

LSIC95% : Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % sur la moyenne arithmétique ($1 - \alpha = 95 \%$).
n.d. : Non défini.

4.2.2.2 HAM

Les BTEX présentent tous des dépassements des valeurs limites prescrites à l'annexe I du RPRT (critère « B »). Le benzène, le toluène et les xylènes dépassent également les valeurs limites prescrites à l'annexe II (critère « C »). Aucun échantillon analysé pour les chlorobenzènes ne présente de dépassement des valeurs limites pour les sols édictées aux annexes I et II du RPRT.

4.2.2.3 Composés phénoliques non chlorés et chlorés

Aucun composé phénolique chloré et non chloré n'a été mesuré dans les cinq échantillons analysés pour ces paramètres. Les valeurs de concentrations retrouvées dans les échantillons correspondent à la valeur du seuil de détection de la méthode analytique.

4.2.2.4 Composés inorganiques (métaux et métalloïdes)

Des 28 métaux et métalloïdes analysés, cinq présentaient des dépassements des valeurs limites de l'annexe I du RPRT (critère « B »). Précisons que l'arsenic et le cuivre ont été détectés à des concentrations supérieures à l'annexe I dans un seul échantillon tandis que le baryum dépasse ces concentrations pour trois échantillons. Le manganèse et le soufre total présentaient de plus des dépassements des valeurs limites de l'annexe II du RPRT (critère « C »).

4.2.2.5 Paramètre intégrateur

Sur 493 échantillons analysés, 75 ont montré une concentration en HP C₁₀-C₅₀ supérieure à la valeur limite de l'annexe I du RPRT (critère « B »). Il est important de rappeler que les sols montrant une contamination en HP C₁₀-C₅₀ supérieure aux valeurs limites réglementaires (annexe II du RPRT ou critère « C ») seront excavés et disposés hors-site dans un lieu autorisé. Cette approche est conforme à la Politique qui précise que les critères génériques doivent obligatoirement être appliqués dans les cas de contamination par les produits pétroliers. Pour ce groupe de substances, l'évaluation et la gestion par analyse de risque n'est pas permise.

4.2.3 Distribution spatiale de la contamination

Lors de l'analyse de données environnementales, il est souvent nécessaire de comparer deux ou plusieurs ensembles de données afin de déterminer lequel ou lesquels se distinguent des autres (ex. : comparaison des moyennes). Lorsque ces données sont issues d'ensembles n'ayant pas une distribution normale et/ou lorsque la variance au sein des différents ensembles n'est pas homogène, il n'est pas approprié d'utiliser les tests paramétriques conventionnels tels que le « test t » pour tester l'hypothèse nulle d'égalité entre deux ensembles de données.

Dans le cadre de la présente étude, l'analyse des données environnementales recueillies n'a pas permis de dégager une distribution normale, ni d'obtenir des variances homogènes. Conséquemment, le test non paramétrique de comparaison de rangs de Mann-Whitney a été utilisé afin de comparer la distribution des différentes substances entre les sols de surface (< 1 m) et les sols plus

profonds (> 1 m). Ce test non paramétrique s'avère statistiquement plus puissant qu'un test paramétrique dans les situations où les hypothèses de normalité des distributions et d'homogénéité de la variance entre les groupes ne sont pas respectées (Zar, 2009). Les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel SYSTAT (v.11) à partir de sous-ensembles des données brutes non transformées.

Des différences significatives ($p < 0,05$) entre les concentrations en surface et en profondeur ont été confirmées pour 5 des composés analysés, soit 2 HAP (méthyl-2 naphthalène et méthyl-3 cholanthrène) et 3 métaux (baryum, bore et manganèse). De ces différences, les concentrations en surface étaient inférieures aux concentrations en profondeur dans tous les cas, à l'exception du méthyl-3 cholanthrène.

4.3 Qualité des eaux souterraines du site à l'étude

Lors de l'étude de Biogénie réalisée 2000, les eaux souterraines respectaient les critères d'usage de la Politique à l'époque.

En 2010, l'étude environnementale complémentaire Phase II (GENIVAR, 2010c), six puits ont été aménagés lors des forages. De plus, afin de bien couvrir le secteur à l'étude, 9 puits supplémentaires ont été échantillonnés parmi les puits installés lors des campagnes de caractérisation antérieures. Tous les échantillons d'eau souterraine soumis à l'analyse ont montré des concentrations pour les HP C₁₀-C₅₀ (15 échantillons), les HAM (8 échantillons), les HAP (4 échantillons) et les composés phénoliques (2 échantillons) inférieures aux seuils d'alerte applicables ainsi qu'aux critères de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts tirés de la Politique du MDDEP.

Par contre, des huit échantillons soumis aux analyses pour les métaux, deux présentaient des concentrations en manganèse excédant le seuil d'alerte de 2 082 µg/L, dont un excédant également le critère de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts de 4 163 µg/L. Il s'agit des échantillons PO22-100220 et PO31-100420 dont les concentrations observées en manganèse sont de 3 810 µg/L et de 6 390 µg/L. Les résultats pour tous les autres métaux sont inférieurs aux critères de RESIE ainsi qu'aux seuils d'alerte. La localisation des puits est présentée à la carte 1 insérée à l'annexe B.

Aucune phase flottante de produit non miscible dans l'eau n'a été détectée pour l'ensemble des puits d'observation échantillonnés.

5 ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOTOXICOLOGIQUE

5.1 Planification

L'étape de planification vise à présenter la problématique générale associée au site à l'étude, essentiellement en ce qui a trait aux sources et au niveau de contamination du site, de même qu'à préciser l'approche d'évaluation retenue et à définir l'objectif général de l'étude, tel que mentionné dans la *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique* (PÉRE) du Centre expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 1998).

Dans le cadre de la présente étude, la planification a été effectuée par les spécialistes de GENIVAR, en collaboration les représentants de la *Commission de la capitale nationale du Québec*.

5.1.1 Problématique

La problématique a été décrite en détail dans la première partie du présent document et couvre plusieurs éléments communs à l'évaluation des risques toxicologiques et écotoxicologiques. Seuls les éléments spécifiques de la problématique à considérer pour l'évaluation du risque écotoxicologique sont repris ici. Dans ce contexte, mentionnons que :

- Le site à l'étude est compris entre le pied de la côte de Sillery et la jetée ouest de la marina de Sillery.
- Le site à l'étude occupe une superficie terrestre d'environ 210 000 m².
- Les dépôts de surface actuels sont majoritairement formés de remblais hétérogènes très compacts, contaminé principalement à deux composés inorganiques (manganèse, soufre) ainsi qu'en benzène, toluène et xylènes, dont les teneurs dépassent les valeurs limites édictées à l'annexe II du RPRT.
- Les dépôts quaternaires sont rarissimes dans la région. Aucune unité sédimentaire majeure n'est reconnue sur la portion terrestre du site à l'étude.
- Le niveau de la nappe phréatique est situé entre 2 et 4 m de profondeur en moyenne.
- L'eau de surface présente sur le site résulte de mares d'eau temporaires se formant à la suite d'averses ou à la fonte des neiges.
- Le site est limitrophe au fleuve Saint-Laurent.
- Le couvert arborescent est clairsemé et est composé, à de rares endroits, de certaines espèces indigènes et exotiques pionnières. La végétation herbacée est, quand à elle, caractéristique des milieux perturbés.
- La zone à l'étude, bien que fortement perturbée, est utilisée par la faune locale, occasionnellement ou en permanence, selon l'espèce considérée.
- La consultation de la banque de données du CDPNQ révèle la présence de deux espèces floristiques à statut particulier mais l'absence d'espèces fauniques possédant un statut particulier sur le site du projet. Aucun écosystème forestier

exceptionnel n'est répertorié sur le site ou en périphérie immédiate de celui-ci. Le site à l'étude ne constitue pas un milieu sensible ou une zone protégée du point de vue faunique et floristique.

- Lors des visites de terrain, quelques espèces aviaires ont été entendues et/ou aperçues. Aussi, quelques indices de présence de mammifères (traces dans la neige) ont été observés.

5.1.2 Approche d'évaluation et objectif général

L'évaluation du risque écotoxicologique vise à déterminer si les contaminants présents sur le site à l'étude entraînent un potentiel de risque pour la flore et la faune. L'évaluation permettra de déterminer si des mesures de réhabilitation ou d'atténuation spécifiques, préalables à l'aménagement, sont nécessaires.

Tel que mentionné à la section 2, la présente évaluation considère un premier niveau d'analyse, soit une approche conservatrice basée sur une exposition maximale des récepteurs potentiels.

5.1.3 Modèle conceptuel

Le modèle conceptuel vise à synthétiser graphiquement les liens possibles entre la source de contamination, soit les sols contaminés, et les récepteurs écologiques ciblés. Le modèle décrit les mécanismes de transfert, de transport ou de transformation des substances associées à la source entre les différents compartiments environnementaux (ex. : air, sol, eau souterraine, eau de surface). Le devenir de ces substances entraîne généralement une exposition de récepteurs écologiques et l'apparition possible d'effets délétères pour l'organisme vivant, ou une réponse néfaste pour la population, la communauté ou l'écosystème.

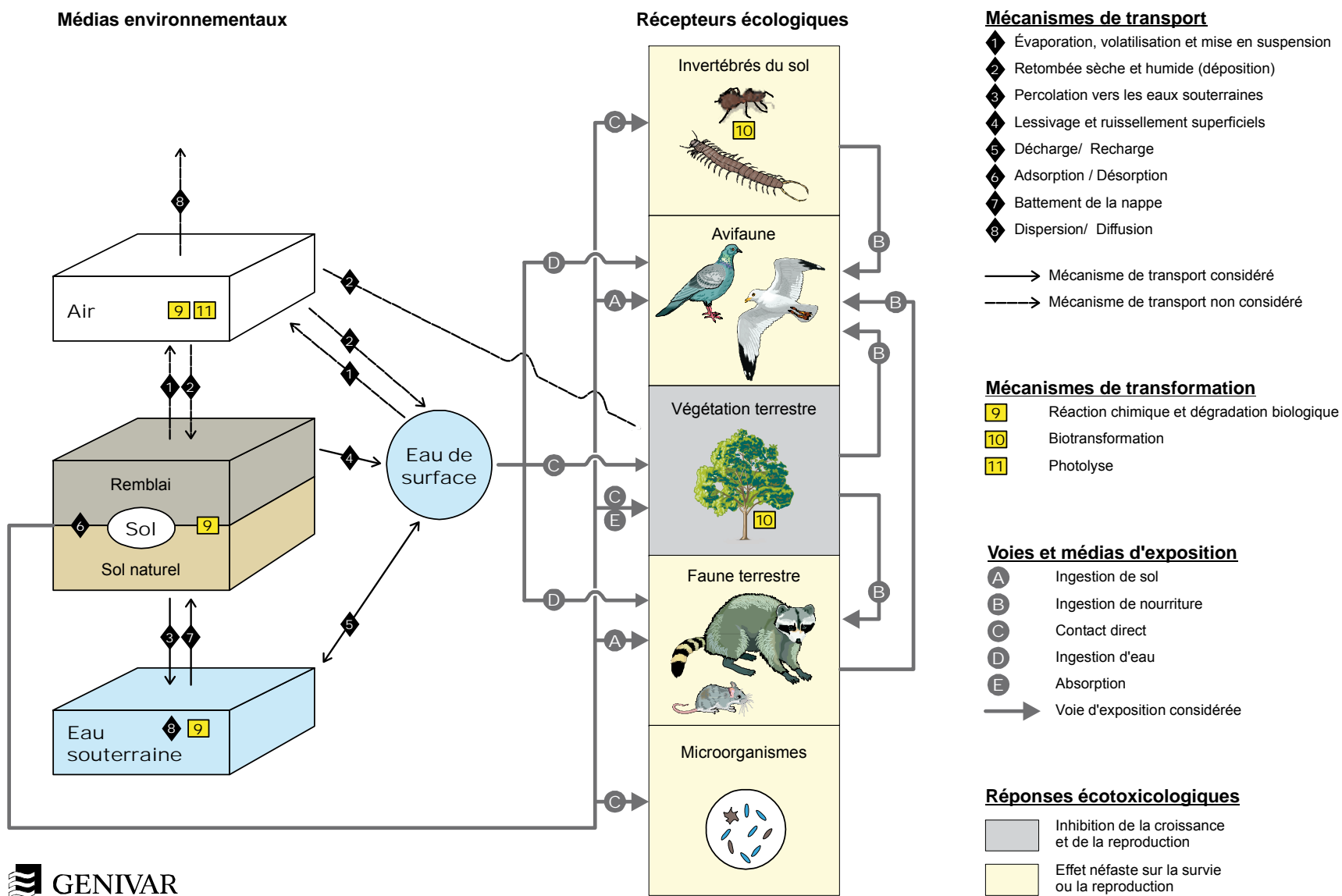
La figure 5-1 présente le modèle conceptuel défini. Il schématise les interactions possibles entre les compartiments environnementaux, les récepteurs écologiques et les réponses écotoxicologiques anticipées. Le texte qui suit apporte plus de détails.

5.1.3.1 Source de contamination

Dans le cas présent, la source de contamination sur le site à l'étude est essentiellement attribuable à la présence antérieure d'entreprises pétrolières principales ayant eu des activités industrielles sur des parties du site à l'étude. Les analyses de sol ont révélé que certains composés organiques et inorganiques montrent des concentrations dépassant les valeurs limites édictées aux annexes I et II du RPRT (tableau 4-1), correspondant aux critères « B » et « C » de la Politique respectivement.

Les dépassements les plus fréquents des valeurs limites définies à l'annexe I du RPRT sont observés pour quatre HAP, quatre HAM et quatre métaux et métalloïdes (tableau 4-1). En ce qui concerne les dépassements des valeurs limites de l'annexe II du RPRT, mentionnons que cinq dépassements pour les HAM, 16 pour le manganèse et deux pour le soufre ont été observés.

Figure 5-1 : Modèle conceptuel des interactions probables entre les contaminants présents et les récepteurs écologiques potentiels



Malgré que le soufre et les HP C₁₀-C₅₀ présentent des dépassements du critère B (tableau 4-1), le risque écotoxicologique n'a pas été évalué pour ces substances en raison de l'absence de valeurs de référence nécessaires au calcul du risque.

5.1.3.2 Transport et transfert de la contamination

Les résultats des analyses chimiques effectuées sur les échantillons de sol montrent une contamination significative en manganèse. Cet élément est susceptible d'être transporté au sein des médias environnementaux et d'un média à un autre selon divers mécanismes.

D'une manière générale, le sol est majoritairement recouvert de végétation. En se basant sur les différentes visites de terrain effectuées, un peu plus de 15 % du remblai de surface est exposé, le sol est donc considéré à nu sur ces portions du site. L'érosion éolienne et la dispersion des particules des sols de surface (mécanisme 1) sont donc probables sur ces parties du site (figure 5-1). Les particules contaminées peuvent donc possiblement être entraînées sur des distances plus ou moins grandes, selon leur taille (mécanisme 8). Les particules peuvent alors se redéposer sur des végétaux situés sur le site ou à proximité de celui-ci (mécanisme 2) et pourraient alors être éventuellement ingérées par des organismes herbivores ou omnivores (voie d'exposition B).

Le ruissellement des eaux de surface, lié aux précipitations (mécanisme 4), pourrait entraîner l'érosion du remblai de surface, malgré le fait que celui-ci soit majoritairement recouvert de végétation. L'eau de ruissellement atteint à ce moment directement le fleuve Saint-Laurent. Également, lors de fortes précipitations ou à la fonte des neiges au printemps, des accumulations d'eau (mares temporaires) peuvent se créer à certains endroits sur le site et ensuite rejoindre le réseau hydrographique, à l'échelle de la zone à l'étude. Les particules de sol transportées et/ou remises en suspension peuvent alors favoriser un contact direct entre les contaminants et les récepteurs (voie d'exposition C) ou être ingérées par consommation de l'eau provenant des mares temporaires ou du fleuve Saint-Laurent à la jonction des décharges (voie d'exposition D).

Les sols contaminés peuvent également interagir avec l'eau souterraine. Le niveau de la nappe phréatique, qui est située entre 2 et 4 m de profondeur en moyenne, peut remonter lors de périodes de saturation du sol en eau (mécanisme 7) ou alors l'eau de surface peut percoler à travers le remblai et atteindre la nappe (mécanisme 3). Une fois les contaminants dans la nappe phréatique, ceux-ci pourraient se disperser via le phénomène de résurgence (mécanisme 5).

La migration des composés organiques et inorganiques vers l'eau souterraine locale semble toutefois assez limitée. À cet effet, aucun des puits d'observation échantillonnés en 2010 ne montre des concentrations supérieures aux critères de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts de la *Politique*, ni au seuil d'alerte pour les HAM, les HAP et les composés phénoliques.

Par contre, des huit échantillons soumis aux analyses pour les métaux, deux présentent des concentrations excédant le seuil d'alerte pour le manganèse, dont un excède le critère RESIE. Il s'agit des échantillons PO22-100220 et PO31-100420. Les concentrations observées en manganèse sont de 3 810 µg/L et

de 6 390 µg/L respectivement, alors que le seuil d'alerte a été établi à 2 082 µg/L et le critère RESIE à 4 163 µg/L. Les résultats pour tous les autres métaux sont inférieurs aux critères de RESIE ainsi qu'aux seuils d'alerte.

En ce qui concerne les organismes qui sont présents dans le sol, soit les microorganismes, les invertébrés et la végétation terrestre, ou alors les organismes utilisant en partie la zone contaminée, tels la faune terrestre, l'avifaune et l'herpétofaune, ceux-ci pourraient être exposés aux sols contaminés par contact direct ou absorption (voies d'exposition C et E) ou via la chaîne alimentaire par ingestion de sol, d'eau de surface (ex. : mares d'eau temporaire), de plantes ou d'organismes contaminés (voies d'exposition A, B et D).

5.1.4 Choix méthodologique relié à la formulation des hypothèses

L'évaluation de la problématique et l'analyse du modèle conceptuel ont permis la formulation d'hypothèses explicites qui reposent sur les quatre éléments descriptifs suivants :

- les substances d'intérêt;
- les récepteurs écologiques potentiellement exposés;
- les limites d'application de l'évaluation du risque, soit le site dans son ensemble;
- les réponses écotoxicologiques potentielles.

5.1.4.1 Les substances d'intérêt

Pour les besoins de l'évaluation, les substances d'intérêt ont été sélectionnées principalement en fonction de trois critères suivants :

- toutes les substances dont la concentration était supérieure aux concentrations bruit de fond ou au critère générique A de la Politique du MDDEP (lorsque disponible), ce critère tient compte de ce qui est exigé dans la PÉRÉ dans un contexte de réhabilitation de terrains contaminés;
- toutes les substances pour lesquelles une valeur écotoxicologique de référence a été déterminée (voir section 5.3);
- toutes les substances dont l'information relative aux propriétés physico-chimiques est suffisamment documentée.

L'utilisation de ces critères a permis de retenir 16 substances d'intérêt, soit trois HAP, trois HAM et dix substances inorganiques (métaux et métalloïdes).

5.1.4.2 Récepteurs écologiques potentiellement exposés

Le choix des récepteurs écologiques est réalisé en considérant :

- la source de la contamination sur le site à l'étude et le devenir environnemental potentiel des différentes substances d'intérêt présentes;
- les types de milieux définissant et caractérisant la zone d'étude;

- les exigences du CEAEQ pour la réalisation d'une évaluation du risque en milieu urbain, dans une zone à vocations résidentielle, institutionnelle ou publique.

Ainsi, selon les données disponibles :

- certaines substances mesurées sur le site montrent des concentrations supérieures au bruit de fond ou à la limite de quantification;
- l'exposition directe par contact avec les sols contaminés ou le transfert des contaminants par l'entremise de la chaîne alimentaire est probable;
- le site à l'étude comporte une végétation typique d'un site urbain perturbé contigu à des voies routières, et à des aménagements urbains;
- les récepteurs écologiques potentiels dans le secteur à l'étude sont nombreux.

Les récepteurs écologiques d'intérêt retenus pour l'évaluation du risque écotoxicologique sont :

- les micro-organismes du sol;
- les invertébrés du sol (vers de terre);
- les végétaux terrestres;
- le pigeon biset (*Columbia livia*), un oiseau granivore;
- le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), un oiseau omnivore;
- le goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*), un oiseau omnivore;
- le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*), un micromammifère herbivore;
- la marmotte commune (*Marmota monax*), un mammifère herbivore;
- le raton laveur (*Procyon lotor*), un mammifère omnivore.

Le tableau 5-1 présente les justifications des choix pour les compartiments environnementaux et les récepteurs écologiques cibles retenus. Il importe de préciser qu'aucune espèce de l'herpétofaune n'a été retenue pour l'analyse de risque en raison de l'absence de valeur de référence toxicologique et de données de toxicité facilement interprétables dans la littérature.

5.1.4.3 Limites d'application de l'évaluation du risque

Les récepteurs écologiques considérés seraient essentiellement affectés par les sols contaminés présents sur le site. Pour s'assurer d'obtenir un calcul du risque conservateur, la superficie contaminée a été calculée en fonction des zones accessibles aux récepteurs écologiques retenus, soit l'ensemble du site à l'étude. Il est également important de préciser que, dans le cas de la faune terrestre et de l'avifaune, le domaine vital a été considéré dans le calcul du risque.

5.1.4.4 Réponses écotoxicologiques potentielles

Dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique, différentes hypothèses ont été formulées en fonction des récepteurs écologiques considérés, des substances présentes sur le site ainsi que des limites spatiales d'application de l'évaluation. Ces hypothèses sont à la base de l'analyse des différents paramètres d'évaluation et de mesure utilisés pour l'évaluation du risque écotoxicologique. Celles-ci sont présentées au tableau 5-2.

La présence des différentes substances d'intérêt dans les sols à des concentrations supérieures aux critères A de la *Politique* du MDDEP pourrait provoquer :

- une inhibition de la croissance ou des activités des microorganismes du sol se développant dans le remblai de surface du site à l'étude;
- une inhibition de la croissance ou de la reproduction des végétaux terrestres vivant sur le remblai de surface du site à l'étude;
- une inhibition de la survie ou de la reproduction des vers de terre utilisant le remblai de surface du site à l'étude;
- des effets néfastes sur certaines activités métaboliques liées à la croissance ou à la reproduction chez les pigeons bisets, les goélands à bec cerclé et les merles d'Amérique fréquentant le site à l'étude;
- des effets néfastes sur certaines activités métaboliques liées à la croissance ou à la reproduction chez les campagnols des champs fréquentant le site à l'étude;
- des effets néfastes sur certaines activités métaboliques liées à la croissance ou à la reproduction chez les marmottes communes et les rats laveur fréquentant le site à l'étude.

5.1.5 Outils descriptifs

5.1.5.1 Règle de décision

L'évaluation du risque écotoxicologique de 1^{er} niveau, soit une évaluation de reconnaissance générale, est basée sur une règle de décision qui implique l'ensemble des récepteurs écologiques ciblés. C'est le rapport entre la dose ou la concentration d'exposition estimée et la valeur de référence écotoxicologique qui dicte la présence ou l'absence de risque.

Tableau 5-1 : Compartiments environnementaux et récepteurs écologiques retenus

Composante	Justification
Compartiments environnementaux	
Sol (rhizosphère)	<ul style="list-style-type: none"> • Présence de contaminants dont les concentrations dépassent le bruit de fond ou la limite de quantification. • Zone de croissance des racines et substrat pour la microflore du sol et la pédofaune. • Protection de la qualité des sols. • Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique.
Eau de surface	<ul style="list-style-type: none"> • Présence d'eau de surface sur et à proximité du site à l'étude. • Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique.
Récepteurs écologiques	
Microorganismes du sol	<ul style="list-style-type: none"> • Indicateur de la viabilité du sol. • Croissent et se développent dans la zone contaminée. • Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique.
Végétation terrestre	<ul style="list-style-type: none"> • Plusieurs espèces végétales typiques des milieux en friche ont été observées sur le site à l'étude. • Disponibilité (ingestion) pour les récepteurs écologiques des niveaux trophiques supérieurs (ex. : avifaune, faune terrestre). • Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique.
<i>Invertébrés du sol</i>	
Ver de terre	<ul style="list-style-type: none"> • Sensible à la contamination organique et inorganique. • Disponibilité (ingestion) pour les récepteurs écologiques des niveaux trophiques supérieurs (ex. : avifaune, faune terrestre). • Exigence minimale du CEAEQ pour l'évaluation du risque écotoxicologique.
<i>Avifaune</i>	
Pigeon biset	<ul style="list-style-type: none"> • Domaine vital (habitat) recoupant la zone à l'étude. • Représentatif du milieu et fréquemment observé dans les villes québécoises. • Sensible à la présence des contaminants dans le sol. • Espèce dont le régime alimentaire est majoritairement constituée de végétaux (granivore). • Espèce identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique.

Tableau 5-1 : Compartiments environnementaux et récepteurs écologiques retenus (suite)

Composante	Justification
<i>Avifaune</i>	
Merle d'Amérique	<ul style="list-style-type: none"> • Domaine vital (habitat) recoupant la zone à l'étude. • Représentatif du milieu et fréquemment observé au Québec. • Sensible à la présence des contaminants dans le sol. • Espèce omnivore, possédant un régime alimentaire mixte et variant selon les ressources disponibles (invertébrés et/ou végétaux). • Espèce identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique.
Goéland à bec cerclé	<ul style="list-style-type: none"> • Domaine vital (habitat) recoupant la zone à l'étude. • Représentatif du milieu et fréquemment observé au Québec. • Sensible à la présence des contaminants dans le sol. • Espèce omnivore, possédant un régime alimentaire mixte et variant selon les ressources disponibles (petits mammifères/herpétofaune/invertébrés/végétaux/déchets). • Espèce identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique.
<i>Faune terrestre</i>	
Campagnol des champs	<ul style="list-style-type: none"> • Espèce grandement répandue au Québec. • Domaine vital (habitat) recoupant la zone à l'étude. • Micromammifère perpétuellement en contact direct avec le sol. • Fréquente divers groupements végétaux (ex. : milieux humides, champs en friche, zone urbaine). • Espèce identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique.
Marmotte commune	<ul style="list-style-type: none"> • Espèce grandement répandue au Québec. • Domaine vital (habitat) recoupant la zone à l'étude. • Mammifère perpétuellement en contact direct avec le sol. • Fréquente divers groupements végétaux (ex. : milieux agricoles, champs en friche, zone urbaine). • Espèce identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique
Raton laveur	<ul style="list-style-type: none"> • Espèce grandement répandue au Québec. • Domaine vital (habitat) recoupant la zone à l'étude. • Fréquemment observé en milieu urbain et périurbain. • Espèce en contact fréquent et/ou en contact direct avec le sol. • Espèce identifiée par le CEAEQ pour le calcul de l'exposition et du risque écotoxicologique.

Tableau 5-2 : Paramètres d'évaluation, paramètres de mesure et outils de relation

Paramètre d'évaluation	Paramètre de mesure	Outil de relation
Inhibition de la croissance ou de l'activité des microorganismes du sol	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Valeurs écotoxicologiques de références du CEAEQ	Aucun
Inhibition de la croissance ou de la reproduction des végétaux	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Valeurs écotoxicologiques de références du CEAEQ	Aucun
Inhibition de la croissance ou de la reproduction des vers de terre	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Valeurs écotoxicologiques de références du CEAEQ	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population du pigeon biset	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les végétaux à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface	Concentration dans l'eau de surface à l'aide de coefficient de partage sol - eau (Kd)
	Valeur écotoxicologique de référence du CEAEQ (exposition chronique)	Aucun
	Paramètres d'exposition édictés par le CEAEQ	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population du merle d'Amérique	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les invertébrés terrestres (nourriture)	Concentration dans les invertébrés à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les végétaux à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface	Concentration dans l'eau de surface à l'aide de coefficient de partage sol - eau (Kd)
	Valeur écotoxicologique de référence du CEAEQ (exposition chronique)	Aucun
	Paramètres d'exposition édictés par le CEAEQ	Aucun

Tableau 5-2 : Paramètres d'évaluation, paramètres de mesure et outils de relation (suite)

Paramètre d'évaluation	Paramètre de mesure	Outil de relation
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population du goéland à bec cerclé	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les invertébrés terrestres (nourriture)	Concentration dans les invertébrés à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les végétaux à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface	Concentration dans l'eau de surface à l'aide de coefficient de partage sol - eau (Kd)
	Valeur écotoxicologique de référence du CEAEQ (exposition chronique)	Aucun
	Paramètres d'exposition édictés par le CEAEQ	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population du campagnol des champs	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les végétaux à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface	Concentration dans l'eau de surfaces à l'aide de coefficient de partage sol - eau (Kd)
	Valeur écotoxicologique de référence du CEAEQ (exposition chronique)	Aucun
	Paramètres d'exposition édictés par le CEAEQ	Aucun

Tableau 5-2 : Paramètres d'évaluation, paramètres de mesure et outils de relation (suite)

Paramètre d'évaluation	Paramètre de mesure	Outil de relation
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population de la marmotte commune	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les végétaux à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface	Concentration dans l'eau de surfaces à l'aide de coefficient de partage sol - eau (Kd)
	Valeur écotoxicologique de référence du CEAEQ (exposition chronique)	Aucun
	Paramètres d'exposition édictés par le CEAEQ	Aucun
Diminution de la survie ou de la reproduction de la population du raton laveur	Concentration des contaminants dans le sol (LSIC95%)	Aucun
	Concentrations des contaminants dans les invertébrés terrestres (nourriture)	Concentration dans les invertébrés à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans les plantes terrestres (nourriture)	Concentration dans les végétaux à l'aide de facteur de bioconcentration et de régression
	Concentrations des contaminants dans l'eau de surface	Concentration dans l'eau de surfaces à l'aide de coefficient de partage sol - eau (Kd)
	Valeur écotoxicologique de référence du CEAEQ (exposition chronique)	Aucun
	Paramètres d'exposition édictés par le CEAEQ	Aucun

Sur la base du résultat obtenu, si la valeur du rapport est supérieure à l'unité, deux choix sont alors possibles :

- la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique de 2^e niveau, soit une analyse plus détaillée, afin d'obtenir une évaluation plus réaliste du risque;
- la mise en place de mesures de gestion et de mesures d'atténuation suffisantes pour réduire le risque à un niveau sécuritaire et acceptable pour le ou les récepteurs écologiques qui pourraient être à risque.

Il faut souligner que, dans le cadre d'une analyse de 1^{er} niveau, une valeur de risque dépassant l'unité n'indique pas nécessairement un risque réel. Ce dépassement peut alors plutôt refléter un niveau élevé de conservatisme dans la formulation des différentes hypothèses et du choix des valeurs utilisées pour le calcul du risque. La réalisation d'une évaluation de 2^e niveau vise alors à augmenter la précision de l'analyse, à réduire l'incertitude entourant les différents choix méthodologiques et les hypothèses retenues, de même qu'à obtenir une estimation plus réaliste de l'exposition des récepteurs écologiques.

Si les valeurs calculées sont égales ou inférieures à l'unité, alors l'évaluation du risque écotoxicologique est terminée. Ces valeurs permettent alors de conclure qu'il y a absence de risque pour l'ensemble des récepteurs écologiques, selon les informations disponibles et utilisées lors de l'analyse effectuée.

Rappelons que dans le cadre de la présente étude, l'évaluation du risque écotoxicologique constitue une analyse de reconnaissance (1^{er} niveau). Par conséquent, les scénarios et hypothèses retenus et décrits ci-après sont plutôt basés sur une approche déterministe, soit celle du « pire cas réaliste ».

5.1.5.2 Niveau de précision

Lors de la réalisation d'une évaluation du risque écotoxicologique préliminaire de 1^{er} niveau, le niveau de précision est défini par le degré de conservatisme de l'évaluation. Une analyse de reconnaissance vise donc essentiellement à vérifier l'absence de risque significatif.

5.2 Méthode d'évaluation et de calcul du risque

Lors d'une évaluation du risque écotoxicologique préliminaire (niveau 1), le risque est estimé au moyen de la méthode du quotient. Cette méthode permet de vérifier l'absence de risque significatif, mais sans toutefois être en mesure de caractériser son ampleur. La méthode est utilisée pour estimer qualitativement le risque pour tout récepteur écologique exposé à un contaminant (substance d'intérêt).

L'équation générale de la méthode du quotient est la suivante :

$$RE = \sum_{j=1}^n \left(EE_j / VR_j \right)$$

où :

RE	=	le risque estimé pour une substance
EE_j	=	l'exposition estimée pour la voie d'exposition j
VR_j	=	la valeur de référence pour la voie d'exposition j

Le risque estimé est donc obtenu par la sommation des différents rapports calculés entre la valeur d'exposition et la valeur de référence correspondant au niveau de réponse tolérable pour le récepteur écologique visé.

Lors de la réalisation d'une analyse de 1^{er} niveau, le risque est estimé selon une méthode déterministe. Cette méthode consiste à attribuer aux différents paramètres du calcul de la dose ou de la concentration d'exposition des valeurs uniques correspondant à des valeurs se situant près des extrêmes observés en fonction des hypothèses retenues. L'estimation ainsi obtenue prend la forme d'une valeur unique et nettement conservatrice.

L'utilisation d'une approche stochastique ou probabiliste pour la réalisation d'une évaluation de 2^e niveau, par la réalisation de simulations Monte-Carlo, par exemple, permet de fournir des estimations plus précises et plus réalistes du niveau de risque, et ainsi quantifier les facteurs générant le plus d'incertitude dans une analyse de 1^{er} niveau. Cette approche est basée sur des données plus représentatives et spécifiques.

5.2.1 Description des scénarios et méthode d'estimation de l'exposition

Par l'analyse du modèle conceptuel et des différents paramètres d'évaluation, des scénarios spécifiques ont été définis pour les récepteurs écologiques considérés. L'exposition au remblai contaminé présent sur le site ne tient pas compte de la présence d'une couche de neige durant une partie de la saison hivernale, ni de la diminution ou de l'arrêt des activités de certaines des espèces ciblées par l'analyse durant cette même période (ex. : migration, hibernation).

5.2.1.1 Généralités

L'exposition peut être définie comme étant le contact entre un récepteur écologique et un agent chimique, physique ou biologique. En ce qui a trait à l'estimation de l'exposition, c'est la méthode qui quantifie le contact en termes :

- de quantité de la substance sur une zone d'échange ou sur les tissus cibles du récepteur;
- de voies d'exposition affectées;
- de durées et de fréquences d'exposition.

Le niveau d'exposition d'un récepteur est exprimé en fonction d'une dose quotidienne d'exposition en milligrammes de substance par kilogramme de poids corporel par jour chez les mammifères et les oiseaux, ou en fonction d'une concentration d'exposition ou de contact dans un milieu donné (ex. : concentration de métaux dans le sol en mg/kg) chez les organismes de contact avec le sol, tels les végétaux terrestres, par exemple.

5.2.1.2 Végétaux terrestres, microorganismes et invertébrés du sol

Le sol est le principal compartiment par lequel les végétaux terrestres, microorganismes et invertébrés du sol peuvent être exposés, et ce, par contact

direct. Ce type d'exposition réfère au contact, toutes voies confondues, avec le compartiment environnemental ciblé, sans distinguer les phases dans lesquelles se trouve le contaminant, ni les voies d'exposition précises. Pour les invertébrés, bien que l'ingestion de sol soit une voie d'exposition importante, il n'est pas pertinent d'estimer l'exposition en distinguant l'ingestion et le contact cutané. Bon nombre des tests de toxicité effectués sur ceux-ci décrivent et quantifient des effets toxiques en fonction des concentrations d'un contaminant dans le sol ou dans le substrat utilisé. Les effets observés et rapportés résultent de l'exposition simultanée par contact et par ingestion.

En considérant le site à l'état actuel, les paramètres statistiques retenus pour définir la concentration initiale des différentes substances d'intérêt dans le sol ont été choisis en fonction de l'approche (déterministe) et du niveau d'analyse (1^{er} niveau). Pour ces trois groupes de récepteurs, l'exposition sera directement fonction de la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (LSIC95%) sur la moyenne arithmétique de l'ensemble des concentrations mesurées dans les sols de surface (< 1 m) pour le scénario état actuel du site.

5.2.1.3 Avifaune (pigeon biset, merle d'Amérique et goéland à bec cerclé)

D'une manière générale, l'avifaune peut être exposée aux différentes substances chimiques par de multiples façons, soit par inhalation, par ingestion de nourriture, d'eau et de sol ou par contact cutané avec le sol. Comme mentionné à l'étape du modèle conceptuel, l'ingestion de nourriture, d'eau de surface et de sol est la seule voie d'exposition jugée pertinente dans le contexte de la présente analyse.

Les sources de nourriture que l'on pourrait retrouver sur le site à l'étude varient selon les besoins de chaque espèce. Les sources qui contribuent à l'exposition aux substances d'intérêt pour le pigeon biset sont les végétaux terrestres (100 %). Pour le merle d'Amérique, il s'agit des végétaux terrestres (55,7 %) et les invertébrés (44,3 %). Enfin, les sources d'exposition pour le goéland à bec cerclé sont d'abord les déchets (50 %), dont leur contenu est trop variable pour l'intégrer dans les calculs, puis les invertébrés (39,1 %) et les petits mammifères et oiseaux (10,9 %).

L'ingestion accidentelle de sol a été estimée à 4,7 % pour le merle d'Amérique et à 2,0 % pour le pigeon biset et le goéland à bec cerclé. L'annexe C contient plus de détails concernant les paramètres d'exposition retenus, de même que les références utilisées pour l'estimation de ces paramètres.

Ainsi, pour l'avifaune, l'exposition aux substances d'intérêt se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$E_{ing} = E_n + E_s + E_e$$

- où :
- E_{ing} = l'exposition attribuable à l'ingestion (mg/kg/j)
 - E_n = l'exposition par ingestion de nourriture (mg/kg/j)
 - E_s = l'exposition par ingestion de sol (mg/kg/j)
 - E_e = l'exposition par ingestion d'eau de surface (mg/kg/j)

Les différents termes de cette équation se calculent comme suit :

$$E_n = \left(\frac{TI_n \times C_n}{PC} \right) \times \left(\frac{S}{DV} \right)$$

où :

- TI_n = le taux d'ingestion de nourriture (kg/j)
- C_n = la concentration du contaminant dans la nourriture (mg/kg de poids frais)
- PC = le poids corporel du récepteur (kg)
- S = la superficie potentiellement contaminée (ha)
- DV = le domaine vital du récepteur (ha)

Il est à noter que, dans les régimes alimentaires mixtes du merle d'Amérique et du goéland à bec cerclé, les doses par ingestion de végétaux et d'invertébrés doivent être calculées séparément, puis additionnées pour déterminer une dose totale par ingestion de nourriture.

$$E_s = \left(\frac{TI_s \times C_s}{PC} \right) \times \left(\frac{S}{DV} \right)$$

où :

- TI_s = le taux d'ingestion de sol (kg/j)
- C_s = la concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)
- PC = le poids corporel du récepteur (kg)
- S = la superficie potentiellement contaminée (ha)
- DV = le domaine vital du récepteur (ha)

$$E_e = \left(\frac{TI_e \times C_e}{PC} \right) \times \left(\frac{S}{DV} \right)$$

où :

- TI_e = le taux d'ingestion d'eau (L/j)
- C_e = la concentration du contaminant dans l'eau (mg/L)
- PC = le poids corporel du récepteur (kg)
- S = la superficie potentiellement contaminée (ha)
- DV = le domaine vital du récepteur (ha)

Les doses d'exposition ont été calculées suivant une approche déterministe, soit le résultat de l'équation de base, en utilisant la LSIC95% sur la moyenne de l'ensemble des concentrations des substances mesurées dans le sol.

5.2.1.4 Faune terrestre (campagnol des champs, marmotte commune et raton laveur)

À l'instar des oiseaux, les micromammifères et mammifères terrestres peuvent être exposés aux substances d'intérêt par inhalation, par ingestion de nourriture, d'eau et de sol, de même que par contact cutané avec le sol et l'eau. Comme mentionné à l'étape du modèle conceptuel, l'ingestion de nourriture, d'eau de surface et de sol est la seule voie d'exposition jugée pertinente dans le contexte de l'étude, l'inhalation de contaminants est considérée comme négligeable.

Les sources de nourriture que l'on pourrait retrouver sur le site à l'étude et qui contribuent à l'exposition aux substances d'intérêts sont exclusivement d'origine végétale (100 %) dans le cas du campagnol des champs et de la marmotte commune, alors que les végétaux terrestres (94 %) et les invertébrés forment la diète du raton laveur. L'ingestion accidentelle de sol a été estimée à environ 2,4 % de la nourriture ingérée chez le campagnol, à 2,0 % chez la marmotte commune et à 9,4 % chez le raton laveur. L'annexe C contient plus de détails concernant les paramètres d'exposition retenus, de même que les références utilisées pour l'estimation de ces paramètres.

Ainsi, pour la faune terrestre, l'exposition aux substances d'intérêt se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$E_{ing} = E_n + E_s + E_e$$

où :

- E_{ing} = l'exposition attribuable à l'ingestion (mg/kg/j)
- E_n = l'exposition par ingestion de nourriture (mg/kg/j)
- E_s = l'exposition par ingestion de sol (mg/kg/j)
- E_e = l'exposition par ingestion d'eau de surface (mg/kg/j)

Les différents termes de cette équation se calculent comme suit :

$$E_n = \left(\frac{TI_n \times C_n}{PC} \right) \times \left(\frac{S}{DV} \right)$$

où :

- TI_n = le taux d'ingestion de nourriture (kg/j)
- C_n = la concentration du contaminant dans la nourriture (mg/kg de poids frais)
- PC = le poids corporel du récepteur (kg)
- S = la superficie potentiellement contaminée (ha)
- DV = le domaine vital du récepteur (ha)

Il est à noter que, dans le régime alimentaire mixte du raton laveur, les doses par ingestion de végétaux et d'invertébrés doivent être calculées séparément, puis additionnées pour déterminer une dose totale par ingestion de nourriture.

$$E_s = \left(\frac{TI_s \times C_s}{PC} \right) \times \left(\frac{S}{DV} \right)$$

où :

- TI_s = le taux d'ingestion de sol (kg/j)
- C_s = la concentration du contaminant dans le sol (mg/kg)
- PC = le poids corporel du récepteur (kg)
- S = la superficie potentiellement contaminée (ha)
- DV = le domaine vital du récepteur (ha)

$$E_e = \left(\frac{TI_e \times C_e}{PC} \right) \times \left(\frac{S}{DV} \right)$$

où :

- TI_e = le taux d'ingestion d'eau (L/j)
- C_e = la concentration du contaminant dans l'eau (mg/L)
- PC = le poids corporel du récepteur (kg)
- S = la superficie potentiellement contaminée (ha)
- DV = le domaine vital du récepteur (ha)

Les doses d'exposition ont été calculées suivant une approche déterministe, soit le résultat de l'équation de base, en utilisant la LSIC95% sur la moyenne de l'ensemble des concentrations des substances mesurées dans le sol.

5.2.1.5 Estimation de la concentration des substances d'intérêt dans les différents médias environnementaux (eau, végétaux, invertébrés, petits mammifères)

Les concentrations des substances d'intérêt inorganiques (métaux et métalloïdes) dans la nourriture (vers de terre, plantes terrestres, petits mammifères et oiseaux) ont été estimées en accord avec les recommandations présentes dans la littérature pour une estimation générale (Sample *et al.*, 1997; Sample *et al.*, 1998). Ainsi, l'estimation a été faite au moyen de modèles de régression ou de facteurs de bioconcentration (90^e centile) selon la substance considérée en utilisant la LSIC95% sur la moyenne arithmétique des concentrations mesurées dans le sol (annexe D). Pour l'estimation des concentrations des composés organiques (ex. : HAP) dans les invertébrés et les végétaux, les équations proposées dans la littérature ont été utilisées (Briggs *et al.*, 1982; Briggs *et al.*, 1983) et sont présentées à l'annexe D.

La concentration des substances d'intérêt dans l'eau de surface a été estimée à partir de la LSIC95% sur la moyenne arithmétique des concentrations des substances mesurées dans le sol et du coefficient de partage sol / eau (Kd) pour les substances inorganiques, alors que le coefficient de partage carbone organique / eau (Koc) et la fraction de carbone organique dans le sol (foc) ont été utilisés pour les substances organiques (annexe D).

5.2.2 Plan de suivi et d'analyse de l'incertitude

L'évaluation du risque doit être effectuée en considérant les différentes sources d'incertitude et de variabilité associées à l'estimation des doses et/ou des concentrations d'exposition, de même qu'aux valeurs de référence utilisées dans les calculs.

Le niveau de connaissance sur la qualité des sols en place qui a permis de juger de l'ampleur de la contamination présente peut être considéré comme satisfaisant, compte tenu du nombre de prélèvements réalisés en rapport de la superficie du site (densité d'échantillonnage de l'ordre de un sondage par 500 m²) et de leur localisation sur le site (annexe B).

Les données relatives aux différents paramètres d'exposition ont été tirées de la littérature. Le niveau d'incertitude et/ou la variabilité entourant ces valeurs sont généralement précisées. Toutefois, les données concernant certains paramètres,

tels le domaine vital de la faune terrestre et de l'avifaune du secteur à l'étude, ou alors la période annuelle d'activités des récepteurs cibles, n'ont pas toujours été quantifiées ou été vérifiées *in situ*.

Quant à l'incertitude entourant les valeurs de référence écotoxicologiques, celle-ci dépend essentiellement de la source de données utilisées, ainsi que des limites associées à la méthodologie utilisée. Les valeurs utilisées ont été tirées du document du CEAEQ (2000). Soulignons enfin qu'aucun test écotoxicologique ni aucune mesure directe de l'exposition n'ont été réalisés sur les récepteurs ciblés.

5.2.3 Plan d'assurance et de contrôle de la qualité (PAQC)

Toutes les données de caractérisation des sols et d'eau souterraine ont fait l'objet d'un contrôle de la qualité, lors de l'échantillonnage et lors des analyses en laboratoire. De plus, la procédure d'échantillonnage suivie est conforme aux directives émises par le MDDEP.

Les certificats d'analyses chimiques et les programmes de contrôle de la qualité produits lors des études de caractérisation environnementale liées au site à l'étude sont disponibles dans chacun des rapports. Les informations relatives aux diverses campagnes de caractérisation réalisées sur le site ont été résumées à la section 4.

Les valeurs des paramètres de mesures utilisés sont documentées par une revue de littérature. Elles ont, par la suite, été vérifiées avant la modélisation. Les équations ont fait l'objet d'une vérification pour s'assurer de la conformité des résultats obtenus. Les données pertinentes au calcul du risque sont retrouvées dans les différents tableaux et annexes du présent document.

5.3 Détermination des valeurs de référence

Les valeurs de référence écotoxicologiques ont été obtenues du CEAEQ (2000) pour l'ensemble des récepteurs considérés. Elles ont été établies essentiellement à partir des données de toxicité présentées dans différents rapports d'études provenant du laboratoire national d'Oak Ridge aux États-Unis (ORNL).

Précisons que, dans le cadre de la présente analyse de risque, il s'agit des valeurs dites intérimaires, correspondant au niveau 2 de protection défini par le CEAEQ (2000), pour un usage résidentiel, récréatif et institutionnel des sols présents sur le site.

Dans le cas du campagnol des champs et du raton laveur, une dose équivalente a été calculée sur la base du temps physiologique en fonction du poids corporel. Cette dose, définie en fonction de l'espèce de mammifère retenue, est obtenue à partir de l'équation suivante :

$$D_f = D_{test} \times \left(\frac{PC_{test}}{PC_f} \right)^{1/4}$$

où :

- D_f = dose équivalente pour l'espèce faunique retenue (mg/kg/j)
- D_{test} = dose définie pour l'espèce testée (mg/kg/j)
- PC_{test} = poids corporel de l'espèce testée (kg)
- PC_f = poids corporel de l'espèce faunique retenue (kg)

Le tableau 5-3 présente les valeurs de référence écotoxicologiques issues des directives du CEAEQ (2011) et applicables pour la présente étude.

5.4 Activités descriptives et d'évaluation du risque

5.4.1 Caractérisation du risque

Afin de répondre aux besoins de la PÉRE, toutes les informations pertinentes permettant la réalisation des activités d'évaluation du risque ont été rassemblées. Toutes les études de caractérisation ou d'évaluation environnementale disponibles (section 4) ont été utilisées pour décrire l'état de la contamination du sol pour le site à l'étude. De plus, des données relatives au milieu biologique et aux espèces fauniques et floristiques à statut particulier retrouvées dans la zone à l'étude et dans les environs ont été évaluées. Il faut rappeler qu'aucune mesure *in situ* ni aucun test de toxicité n'a été réalisé au cours de la présente étude.

Les sections qui suivent présentent les résultats de l'évaluation du risque. L'évaluation a permis d'estimer le profil d'exposition, de préciser les valeurs de références utilisées, en plus d'estimer le risque pour les différents récepteurs considérés et d'en interpréter la portée, compte tenu des différentes sources de variabilité et d'incertitude. Les recommandations sont présentées à la dernière partie de la présente section.

Le tableau 5-4 présente, pour chacun des récepteurs, les indices de risque calculés au moyen de l'approche déterministe décrite. L'annexe E présente les doses d'exposition pour les différents récepteurs écologiques et les différentes substances retenues.

5.4.1.1 Pédofaune (microorganismes, invertébrés et végétaux terrestres)

Dans le cas des microorganismes du sol, seul le manganèse présente un potentiel de risque sur la base du calcul de risque de 1^{er} niveau (déterministe) réalisé à partir de la LSIC95% sur la moyenne arithmétique des concentrations mesurées dans les sols du site (tableau 5-4).

Lorsque le critère A est utilisé pour le calcul de risque, reflétant une intervention de réhabilitation (ex. : recouvrement de 1 m de sol propre), le potentiel de risque diminue de 60 % (tableau 5-4).

Quant aux végétaux et aux invertébrés terrestres, les indices de risque théorique calculés par la méthode déterministe sont tous inférieurs à l'unité (tableau 5-4).

Tableau 5-3 : Valeurs de référence pour les récepteurs terrestres - Niveau 2 de protection (CEAEQ, 2011)

Substance	Végétation terrestre	Microorganismes du sol	Invertébrés du sol	Faune terrestre			Avifaune		
				Campagnol des champs	Marmotte commune	Raton laveur	Pigeon biset	Merle d'Amérique	Goéland à bec cerclé
Hydrocarbures aromatiques monocycliques									
Dichloro-1,4 benzène	n.d.	n.d.	19,20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Toluène	2 014,58	n.d.	2 014,60	n.d.	n.d.	n.d.	2 014,60	2 014,60	2 014,60
Xylènes	n.d.	n.d.	n.d.	1,93	0,62	0,61	n.d.	n.d.	n.d.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques									
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	3,02	0,97	0,96	n.d.	n.d.	n.d.
Fluorène	n.d.	n.d.	31,17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naphtalène	519,00	n.d.	68,00	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métaux et métalloïdes									
Arsenic	25,00	304,75	n.d.	2,43	0,78	0,77	4,40	4,40	4,40
Baryum	n.d.	n.d.	n.d.	15,44	4,95	n.d.	51,27	51,27	51,27
Cadmium	13,00	257,93	65,00	2,18	0,70	0,69	2,10	2,10	2,10
Cobalt	34,00	n.d.		8,39	2,69	2,66	2,60	2,60	2,60
Cuivre	65,00	447,65	122,00	25,77	8,26	8,16	4,50	4,50	4,50
Étain	n.d.	1 747,64	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganèse	n.d.	247,10	n.d.	149,22	47,82	47,28	46,00	46,00	46,00
Molybdène	n.d.	385,22	n.d.	0,71	0,23	0,23	n.d.	n.d.	n.d.
Plomb	172,00	1 834,91	645,00	135,63	43,46	42,97	1,13	1,13	1,13
Zinc	124,00	386,98	251,00	271,34	86,95	85,97	130,90	130,90	130,90
* Niveau 2 : Niveau de protection pour l'usage résidentiel, récréatif, institutionnel lors de l'élaboration de critères spécifiques. n.d. : Non disponible.									

Tableau 5-4 : Indices de risque calculés pour les récepteurs écologiques ciblés

Substance	Végétation		Microorganismes du sol		Invertébrés du sol		Faune terrestre						Avifaune					
	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Campagnol des champs		Marmotte commune		Raton laveur		Pigeon biset		Merle d'Amérique		Goéland à bec cerclé	
	LSIC95%	Critère A	LSIC95%	Critère A	LSIC95%	Critère A	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾	Avant ⁽¹⁾	Après ⁽²⁾
Hydrocarbures aromatiques monocycliques																		
Dichloro-1,4 benzène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,01	0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Toluène	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	< 0,01	< 0,01	0,74	0,68	< 0,01	< 0,01
Xylènes	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,10	< 0,01	0,12	< 0,01	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques																		
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluorène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naphtalène	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métaux et métalloïdes																		
Arsenic	0,37	0,24	0,03	0,02	n.d.	n.d.	0,02	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,20	0,13	< 0,01	< 0,01
Baryum	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,21	0,20	0,19	0,17	0,06	0,05	0,04	0,04	0,74	0,68	< 0,01	< 0,01
Cadmium	0,08	0,12	< 0,01	< 0,01	0,02	0,02	0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,51	0,71	< 0,01	< 0,01
Cobalt	0,50	0,44	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,01	0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,01	0,71	0,63	< 0,01	< 0,01
Cuivre	0,67	0,62	0,10	0,09	0,36	0,33	0,01	0,01	0,01	0,01	< 0,01	< 0,01	0,05	0,05	1,37	1,30	< 0,01	< 0,01
Étain	n.d.	n.d.	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganèse	n.d.	n.d.	7,62	3,12	n.d.	n.d.	0,11	0,05	0,10	0,04	0,04	0,01	0,23	0,09	4,79	1,98	< 0,01	< 0,01
Molybdène	n.d.	n.d.	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Plomb	0,40	0,29	0,04	0,03	0,11	0,08	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,16	0,12	7,08	5,32	< 0,01	< 0,01
Zinc	0,86	0,89	0,28	0,28	0,42	0,44	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,47	0,48	< 0,01	< 0,01
(1)	Situation actuelle sur la zone d'étude.																	
(2)	Après aménagement (ex. : recouvrement de 1 m de sol propre).																	
En gras :	Indice de risque supérieur à l'unité.																	
n.d. :	Non déterminé.																	

5.4.1.2 Avifaune (pigeon biset, merle d'Amérique et goéland à bec cerclé)

Selon le calcul de risque par la méthode déterministe (LSIC95%), l'exposition du merle d'Amérique au cuivre, au manganèse et au plomb présenterait théoriquement un risque (tableau 5-4).

Lorsque le critère A est utilisé pour le calcul de risque, reflétant une intervention de réhabilitation (ex. : recouvrement de 1 m de sol propre), le potentiel de risque diminue d'environ 60 % pour le manganèse et d'environ 25 % pour le plomb. L'indice demeure sensiblement le même dans le cas du cuivre (variation de 1 %) (tableau 5-4).

Au niveau du pigeon biset et du goéland à bec cerclé, les indices de risque théorique calculés par la méthode déterministe sont tous inférieurs à l'unité (tableau 5-4).

5.4.1.3 Faune terrestre (campagnol des champs, marmotte commune et raton laveur)

Les indices de risque théorique calculés par la méthode déterministe sont tous inférieurs à l'unité pour le campagnol des champs, la marmotte commune et le raton laveur (tableau 5-4).

5.4.2 Évaluation de l'incertitude associée à l'estimation de l'exposition

Les variations inhérentes aux concentrations des substances dans le sol et aux paramètres d'exposition (ex. : taux d'ingestion, poids corporel, domaine vital) sont les principaux éléments qui contribuent à l'incertitude et à la variabilité associées à l'exposition et au risque estimé.

Le calcul du risque est basé sur l'utilisation d'une valeur déterministe et s'appuie sur une approche conservatrice, soit l'utilisation de la LSIC95% de la moyenne arithmétique des concentrations des substances mesurées dans les sols de surface. Cette méthode, utilisée dans un contexte de dépistage (1^{er} niveau), tend alors à produire une estimation conservatrice de l'exposition, ce qui permet de conclure à une absence de risque avec un degré de confiance relativement élevé lorsque les indices de risque calculés sont inférieurs à l'unité.

Toutefois, le choix de paramètres conservateurs entraîne alors une surestimation de l'exposition et du risque. Ainsi, pour la majorité des récepteurs écologiques ciblés, le contact, direct ou indirect avec le sol contaminé, varie de façon spatio-temporelle, de sorte qu'une exposition réaliste de ces organismes s'approche beaucoup plus de la valeur moyenne des concentrations des substances dans le sol.

De plus, l'estimation des concentrations dans l'eau de surface ou dans la nourriture de certains récepteurs (ex. : invertébrés) à partir d'un coefficient de partage ou à partir d'équations de régression ajoute à la surestimation de l'exposition. Les valeurs ainsi calculées peuvent excéder par plus d'un ordre de grandeur les valeurs mesurées sur un site.

Quant aux paramètres d'exposition utilisés pour l'avifaune et la faune terrestre, il est difficile d'interpréter le niveau d'incertitude et la variabilité liée à la dose d'exposition calculée sans avoir recours à une approche probabiliste (ex. : simulations de Monte-Carlo). Par contre, ces paramètres sont généralement moins sensibles et moins variables que les concentrations estimées ou mesurées dans les compartiments environnementaux ou les médias d'exposition.

Les calculs de l'exposition pour l'ensemble des récepteurs écologiques ciblés n'ont pas tenu compte de la durée réelle du contact entre les médias d'exposition ou les sources alimentaires (ex. : sol, végétation). Les activités de certaines espèces animales sont considérablement réduites en hiver, voire nulles, par exemple. De plus, l'accessibilité au sol et aux contaminants est également considérablement limitée durant la période hivernale. Ces éléments pourraient à eux seuls réduire considérablement l'exposition réelle et le risque qui en découle, par un facteur pouvant atteindre 50 % si l'on considère une période de couvert de neige de six mois.

5.4.3 Évaluation de l'incertitude associée aux valeurs de référence

Les valeurs de référence utilisées pour les récepteurs terrestres dans le cadre de cette étude ont été établies par le CEAEQ (2000) à partir des données de toxicité présentées dans les documents publiés par l'ORNL dans les années 1990. La méthodologie utilisée se distingue selon qu'il s'agisse de micromammifères, de mammifères et d'oiseaux, ou de végétaux, d'invertébrés terrestres et de microorganismes. Mis à part la détermination de niveaux de protection (N1, N2 et N3), correspondant à un usage ou à une sensibilité donnée d'un site ainsi qu'à différents seuils d'effets toxicologiques (10, 20, 40 %), le CEAEQ a également défini certains facteurs d'incertitude ou d'extrapolation selon le type d'étude et la qualité des données

Il faut souligner que le choix de la méthode de calcul (ex. : régression linéaire) des seuils d'effets, correspondant aux niveaux de protection souhaités à partir de données publiées par ORNL, ne tient pas compte de l'allure sigmoïde généralement observée des courbes doses/réponse et a tendance à sous-estimer les capacités de régulation par homéostasie des récepteurs écologiques. Quoique justifiée en raison des limites des données, soit un seul seuil d'effet par exemple, cette approche entraîne un degré élevé de conservatisme.

Par ailleurs, rappelons que les valeurs de référence pour le campagnol des champs et le raton laveur ont été extrapolées à partir des valeurs fournies par le CEAEQ pour l'ensemble des espèces de la faune terrestre. La méthode utilisée est celle de la conversion de la dose sur la base du temps physiologique. Cette approche est fondée sur les différences physiologiques et métaboliques observées chez ces espèces et tend à réduire l'incertitude.

Les données concernant la toxicité des substances sur les plantes, les invertébrés et les microorganismes terrestres proviennent d'études scientifiques généralement réalisées en laboratoire et dont les méthodologies respectives diffèrent sur de nombreux points. Par conséquent, elles présentent une grande variabilité dont les sources les plus importantes sont :

- le type d'effet observé pour un organisme donné;
- les paramètres de mesure retenus pour évaluer un effet donné;
- les différences intra et interspécifiques;
- les caractéristiques physico-chimiques du substrat utilisé;
- la forme chimique de la substance testée, puisque les études en laboratoire sont essentiellement réalisées avec des formes extrêmement solubles de contaminants;
- la durée des études (effet aigu ou chronique);
- le facteur lié aux différences de biodisponibilité des substances entre l'étude en laboratoire et la réalité sur le terrain.

Ainsi, lors de l'élaboration des valeurs de référence pour les récepteurs terrestres, la procédure la plus adéquate pour réduire l'incertitude est d'utiliser les données issues des études dont les conditions expérimentales et les organismes utilisés présentent le plus de similitudes avec la situation à l'étude. Dans le cas présent, une telle procédure n'a pas été utilisée.

5.4.4 Évaluation de l'incertitude associée au risque estimé

La variabilité ou l'incertitude associée au risque estimé dépend essentiellement de celle attribuable au calcul de la dose ou de la concentration d'exposition et du choix des valeurs de référence utilisées. Dans ce dernier cas, il faut rappeler que les valeurs choisies correspondent au 2^e niveau de protection défini par le CEAEQ pour un usage résidentiel, récréatif et institutionnel. Lorsque le niveau de conservatisme utilisé pour les calculs du risque et la période d'accessibilité des sols contaminés (exposition réelle) pour les récepteurs écologiques sont considérés, l'incertitude entourant le risque estimé peut atteindre plus d'un ordre de grandeur et par conséquent peut réduire le risque par un facteur équivalent.

Dans la présente évaluation des risques écotoxicologiques, le risque lié à la présence de HAP a été évalués sommairement, mais en fonction des valeurs de référence disponibles auprès du CEAEQ. À ce niveau, seul le risque associé à la présence du benzo(a)pyrène, pour les mammifères, du fluorène, pour les invertébrés du sol, et du naphthalène, pour les végétaux et les invertébrés du sol, a été quantifié. Une évaluation complète du risque associé à la présence des HAP sur le site à l'étude n'a donc pu être effectuée, ce qui induit une incertitude au niveau du risque pour les récepteurs écologiques présents. Toutefois, en fonction des mesures de gestion qui ont été envisagées pour le site à l'étude, le risque théorique associé à la présence des HAP peut être considéré comme sécuritaire pour l'ensemble des récepteurs écologiques présents.

Il est important de spécifier que l'évaluation du risque théorique est basée sur l'accessibilité et la biodisponibilité des substances dans les sols du site aux différents récepteurs écologiques considérés. Les sols ont été considérés à nu sur l'ensemble de la superficie du site, malgré la présence de végétation. Ces conditions limitent l'exposition et le contact des organismes aux sols, tout comme le risque théorique qui en découle.

5.5 Gestion du risque écotoxicologique

Dans le cadre de la présente évaluation du risque écotoxicologique, différentes hypothèses ont été formulées sur la base de la présence de différentes substances d'intérêt à des concentrations supérieures au critère générique A de la *Politique* du MDDEP dans les sols.

En considérant la règle de décision et le niveau de précision retenu (1^{er} niveau), deux récepteurs écologiques considérés dans cette étude (microorganismes terrestres et merle d'Amérique) montrent un risque théorique associé à la présence de contaminants en quantités excédant le bruit de fond naturel dans les sols du site à l'état actuel.

Le site à l'étude fera l'objet d'un réaménagement complet et le remblai actuellement présent en surface sera entièrement recouvert. Les mesures détaillées de gestion du risque écotoxicologique sont présentées à la section 8. Ces mesures permettront de s'assurer que le site est sécuritaire pour l'environnement.

6 ÉVALUATION PRÉLIMINAIRE DES RISQUES TOXICOLOGIQUES

6.1 Identification du danger

Les premières parties du présent rapport ont déjà décrit en détail plusieurs des aspects liés à l'historique du site, au milieu humain et au milieu biologique environnant (chapitre 3) ainsi qu'aux caractéristiques physico-chimiques des sols et de l'eau souterraine dans le secteur à l'étude (chapitre 4). Les sections qui suivent ne reprendront que les éléments permettant de compléter l'identification de la situation problématique et de déterminer si, du point de vue de la santé publique, cette situation présente une exposition significative et un risque potentiel pour la santé des populations ciblées.

6.1.1 Source de contamination, potentiel d'exposition et sélection des contaminants préoccupants

Les études de caractérisation des sols ont montré qu'environ une quarantaine de substances ont été mesurées au moins une fois à une concentration supérieure à la valeur bruit de fond (inorganiques) ou à la valeur de la limite de quantification (organiques), soit les critères génériques A de la Politique du MDDEP. Ces substances comptent entre autres plusieurs composés de HAP, quelques composés de HAM ainsi que certains métaux et métalloïdes. Cette contamination des sols est essentiellement attribuable à un remblai hétérogène.

Puisque le terrain n'est pas entièrement recouvert d'infrastructures (ex. : dalles de béton), les mécanismes de volatilisation et d'érosion éolienne peuvent contribuer au transport et à la dispersion dans l'air des contaminants contenus dans le remblai des secteurs laissés à nu, créant ainsi un potentiel d'exposition par inhalation. En outre, ces secteurs découverts peuvent constituer un potentiel d'exposition par ingestion accidentelle de sol et/ou de contact cutané avec le sol.

L'eau souterraine retrouvée sur le site n'est pas considérée comme une source d'exposition potentielle puisque les résidants du secteur et la population environnante sont approvisionnés en eau potable par l'aqueduc municipal.

Bien que plusieurs substances aient été mesurées à des concentrations supérieures aux valeurs bruit de fond, elles ne constituent pas nécessairement des contaminants d'intérêt qui doivent être pris en compte par l'évaluation des risques pour la santé humaine. Les substances d'intérêt ont été sélectionnées principalement en fonction de trois critères bien précis :

- Toutes les substances dont la concentration était supérieure aux concentrations bruit de fond ou au critère générique A de la *Politique* du MDDEP (lorsque disponible), tout en maintenant une cohérence avec le mode de sélection utilisé pour l'évaluation du risque écotoxicologique, ce critère tient compte de ce qui est exigé par le MSSS dans un contexte de réhabilitation de terrains contaminés;

- Toutes les substances pour lesquelles une valeur toxicologique de référence (ex. : dose de référence ou coefficient de cancérogénicité) a été déterminée par un organisme reconnu;
- Toutes les substances dont l'information relative aux propriétés physico-chimiques est suffisamment documentée.

L'utilisation de ces critères a permis de retenir 27 substances d'intérêt, soit 14 HAP, quatre HAM et neuf substances inorganiques (métaux et métalloïdes).

6.1.2 Transport et transfert (devenir) de la contamination

Plusieurs mécanismes de transport et de transformation peuvent contribuer au transfert des substances d'intérêt du sol vers d'autres compartiments environnementaux. Le devenir de ces substances entraîne généralement une exposition chez les récepteurs humains et, le cas échéant, l'apparition d'effets délétères pour l'organisme ou une réponse néfaste pour la population ou la communauté.

De manière générale, la plupart des substances sont adsorbés aux particules de sol. Certains le sont plus fortement que d'autres, tels que les métaux. Ils peuvent être mis en suspension dans l'air, notamment par l'érosion éolienne au niveau des secteurs comportant des sols à nu. Certaines substances plus volatiles, tels les HAP, peuvent aussi être émises dans l'air sous forme gazeuse par volatilisation et diffusion. À l'instar des particules, les gaz seront dispersés sur des distances plus ou moins grandes selon le cas. Les substances dans l'air peuvent ensuite se déposer sur le sol ou les végétaux sous forme de précipitations sèches et humides.

Le lessivage et le ruissellement des eaux de surface peuvent disperser la contamination et entraîner une érosion accentuée des sols de surface. Les eaux de surface peuvent s'écouler hors site, s'évaporer sur place ou se diriger et recharger lentement la nappe phréatique. Les sols contaminés peuvent aussi interagir avec la nappe d'eau souterraine par percolation et entraîner une solubilisation de certains composés ainsi qu'une migration vers les compartiments voisins.

6.1.3 Population potentiellement exposée

Le site est voué à un usage de parc récréatif aménagé. À l'heure actuelle, le site est peu ou pas fréquenté par la population environnante. Par soucis de conservatisme, il a été décidé que le site pouvait être utilisé occasionnellement à des fins récréatives, tout comme le prévoit l'éventuel projet d'aménagement.

Dans ce contexte, les populations potentiellement exposées à la contamination du site se composent des populations environnante et utilisatrice. Ces populations comprennent toutes les classes d'âge définies par le MSSS (2002) pour la réalisation d'une évaluation du risque toxicologique. Les classes d'âge sont définies par les nourrissons (0 à 6 mois), les tout-petits (7 mois à 4 ans), les enfants (5 à 11 ans), les adolescents (12 à 19 ans) et les adultes (20 ans et plus).

6.2 Estimation de l'exposition

L'exposition humaine peut être définie comme étant le contact d'un individu avec un agent chimique ou physique. L'importance de cette exposition est déterminée en estimant la quantité de cet agent disponible, pour chacune des voies d'exposition, selon la fréquence et la durée de l'exposition. D'une manière générale, l'exposition humaine aux contaminants s'effectue par l'ingestion d'aliments, d'eau ou de sol, l'inhalation de gaz et de poussières, ou encore par contact cutané.

L'estimation de l'exposition potentielle des usagers du terrain englobe les trois grandes étapes suivantes :

- définition des concentrations appropriées dans les sols et dans les autres milieux environnementaux;
- définition des scénarios d'exposition des individus;
- estimation des doses potentielles d'exposition des usagers du terrain.

Ces éléments sont brièvement discutés dans les paragraphes qui suivent.

6.2.1 Détermination des concentrations environnementales

Afin d'estimer l'exposition multimédia et multivoie des groupes cibles aux différentes substances d'intérêt, il importe d'obtenir les concentrations des contaminants mesurées ou estimées dans l'environnement. Dans la présente étude, le calcul des doses d'exposition a été réalisé à partir des concentrations des diverses substances mesurées dans le sol et modélisées dans l'air.

Pour le compartiment sol, les concentrations de la plupart des substances (HAP, HAM, métaux et métalloïdes) utilisées pour le calcul des doses d'exposition correspondent à la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % (LSIC95%) sur la moyenne arithmétique des teneurs mesurées sur l'ensemble des échantillons prélevés sur le site, toutes profondeurs confondues. Cette approche a été retenue puisque les teneurs des substances ne montrent pas, dans l'ensemble, de différence significative entre les sols de surface (0 - 1 m) et ceux plus profonds (> 1 m) (section 4.2.3). En ce qui concerne le baryum et le manganèse, les concentrations utilisées pour le calcul des doses correspondent à la LSIC95% sur la moyenne arithmétique des teneurs mesurées en surface et en profondeur. Pour ces deux substances, des différences significatives ont été observées entre les deux couches de sol (section 4.2.3).

En ce qui concerne l'air, les processus de transfert considérés pour l'estimation des concentrations des substances émises sont la volatilisation des contaminants à partir du sol et l'érosion éolienne du sol (émission de particules et poussières contaminées). La concentration atmosphérique des contaminants émis sur le site à l'étude a été estimée grâce à un modèle simple uni-compartiment («box model»). L'annexe F présente la description des modèles mathématiques utilisés et les hypothèses de travail retenues pour estimer les concentrations des contaminants dans l'air sur le site et en périphérie. Des exemples de calculs sont également fournis. Les caractéristiques physiques des sols en place, nécessaires aux calculs, sont présentées à l'annexe G.

L'ingestion d'eau souterraine n'a pas été retenue puisque l'alimentation en eau se fait par le réseau d'aqueduc.

6.2.2 Scénario d'exposition

Pour obtenir une estimation réaliste de l'exposition des individus aux substances d'intérêt, il est important de tenir compte de tous les mécanismes de transfert, de transport ou de transformation des substances entre les différents compartiments environnementaux (air, sol, eaux souterraines et de surface, etc.) jusqu'aux différents récepteurs potentiellement affectés.

Selon le projet d'aménagement prévu, l'approche retenue pour la réalisation de l'évaluation du risque toxicologique reprend les caractéristiques générales d'exposition (voies et patrons d'exposition) proposées pour une occupation du territoire de type « résidentielle » en milieu urbain, qui consiste en l'occupation d'un lieu à des fins résidentielles, récréatives et institutionnelles, tel que définit dans les lignes directrices du MSSS (2002). Plus spécifiquement, deux scénarios d'exposition ont été considérés, soit :

- l'exposition de la population environnante présente à proximité du site en considérant son état actuel;
- l'exposition de la population utilisatrice présente sur le site en considérant son état actuel.

Conformément aux lignes de conduite du MSSS, les risques pour la santé pour l'état « actuel » du terrain ont été estimés en présumant que les sols étaient entièrement à nu.

L'ensemble des groupes d'âge défini précédemment a été considéré pour chacune des populations. Chacun des groupes a été traité de façon distincte pour l'estimation de l'exposition. Toutes les valeurs des diverses variables d'exposition qui dépendent de l'âge (ex. : taux d'ingestion de sol, taux d'inhalation, etc.) sont celles indiquées dans les lignes directrices du MSSS (2002). Le tableau 6-1 présente les médias et voies d'exposition considérées et retenus dans le cadre de la présente étude.

Population environnante

Dans un contexte de pire cas, la durée d'exposition de la population environnante suggérée par les *Lignes directrices* du MSSS est de 24 heures par jour, sept jours par semaine et 52 semaines par année, soit une exposition continue. Dans ce contexte, le temps passé à l'extérieur pour une occupation résidentielle en milieu urbain, tel que suggérer par ces mêmes *Lignes directrices*, est de 1,4 heure par jour pour les adultes et de 2,8 heures par jour pour les enfants.

Il faut savoir que la fréquence d'exposition réelle aux sols contaminés est généralement fonction du nombre de jour sans couverture de neige au sol. Par souci de réalisme, le nombre de jour sans couverture de neige au sol a été fixé à 225 jours.

Tableau 6-1 : Voies d'exposition et compartiments environnementaux considérés pour l'estimation de l'exposition humaine pour le site à l'étude

Voie d'exposition, compartiments environnementaux et paramètres d'exposition	Scénario actuel		Commentaires
	Population environnante	Population utilisatrice	
Inhalation			
Air extérieur (gaz et particules)	Oui	Oui	L'inhalation de gaz et de particules contaminés est considérée pour la durée d'une visite dans un contexte récréatif ou pour la population environnante, durant la période sans couvert de neige.
Air intérieur (gaz et particules)	Oui	Non	Cette voie d'exposition est considérée pour la population environnante. Pour une occupation récréative, les Lignes directrices du MDDEP proposent que 100 % du temps sur le site se passe à l'extérieur.
Ingestion			
Poussières intérieures	Oui	Non	Cette voie d'exposition est considérée pour la population environnante. Pour une occupation récréative, les Lignes directrices du MDDEP proposent que 100 % du temps sur le site se passe à l'extérieur.
Eau souterraine	Non	Non	L'ingestion d'eau souterraine n'est pas considérée puisque celle-ci n'est pas utilisée à des fins d'approvisionnement en eau potable.
Sol	Non	Oui	L'ingestion accidentelle de sol est considérée pour chacune des visites du site, durant la période sans couvert de neige.
Fruits et légumes (origine locale)	Non	Non	Aucun jardin potager n'existe ou n'est prévu sur le site. L'ingestion de fruits et légumes d'origine locale n'a pas été considérée.
Contact cutané			
Sol	Non	Oui	Le contact cutané avec le sol peut être envisagé dans l'état actuel du site. Cette voie est prise en compte dans les calculs de risque puisque la pratique d'activités récréatives sur le site favorise un contact de la peau avec le sol.
Paramètre d'exposition			
Période d'exposition	Population environnante : 24 hres/jr, 7 jrs/sem, 52 sem/an, à partir de l'âge de la naissance. Population utilisatrice : 4 hres/jr, 7 jr/sem, 32 sem/an (sans couverture de neige), à partir de l'âge de la naissance.		
Durée d'exposition à l'intérieur et à l'extérieur	Population environnante : Adulte : 1,4 hre/jr à l'extérieur, Enfant : 2,8 hres/jr à l'extérieur. Population utilisatrice : Adulte et enfant : 4 hres/jr à l'extérieur.		

Pour les fins de l'étude, la durée d'exposition de la population a été choisie en considérant comme hypothèse un temps de résidence de 30 ans. La durée moyenne de vie a été fixée à 70 ans.

Population utilisatrice

Selon les *Lignes directrices* du MSSS pour une occupation récréative, la durée d'exposition a été fixée à quatre heures par jour (100 % du temps passé à l'extérieur), à raison de 7 jours par semaine pendant la saison favorable (sans couverture de neige au sol), soit environ 32 semaines par année. Quant à la durée d'exposition maximale à vie, elle a été fixée arbitrairement à 30 ans sur une durée de vie de 70 ans.

6.2.3 Calcul des doses potentielles d'exposition multimédia et multivoie

Les calculs des doses potentielles d'exposition multimédia et multivoie ont été réalisés en utilisant les équations définies dans les *Lignes directrices* du MSSS (2002). De manière générale, ces équations permettent de calculer des doses d'exposition potentielles à partir des concentrations des contaminants dans l'environnement et des données de conditions d'exposition (ex. : taux d'ingestion, poids corporel, fréquence et durée d'exposition).

Il faut préciser que l'exposition multimédia et multivoie est calculée distinctement pour les substances à effets cancérigènes et non cancérigènes. Le texte qui suit apporte plus de détails.

6.2.3.1 Dose d'exposition associée aux substances à effets non cancérigènes

Dans le cas des substances à effets non cancérigènes, la dose d'exposition multimédia et multivoie totale pour un groupe cible donné combine, d'une part, la dose attribuable à l'exposition aux substances associées au site (dose additionnelle) et, d'autre part, celle attribuable au milieu naturel (dose bruit de fond), c'est-à-dire l'exposition quotidienne de la population aux contaminants présents dans l'environnement. La dose totale multimédia et multivoie est exprimée en milligramme par kilogramme de poids corporel par jour (mg/kg/d).

Les doses bruit de fond peuvent provenir de l'alimentation générale, de l'inhalation d'air ambiant (extérieur ou intérieur), de l'absorption cutanée à partir de l'air, de l'eau, du sol, des poussières ou de tout autre provenance. Le fait de considérer des doses liées à l'exposition bruit de fond permet de mettre en perspective les résultats obtenus pour les doses liées à une contamination des sols en place sur le site.

Les concentrations environnementales ainsi que les doses d'exposition pour l'ingestion d'aliments ayant servi au calcul des doses bruit de fond sont présentées à l'annexe H. Cette annexe est constituée d'un ensemble de fiches qui résument les caractéristiques physico-chimiques, toxicologiques et environnementales des substances ou groupes de composés (ex. : HAP) considérés dans le cadre de l'étude. Toutes les données ont été obtenues à partir d'une revue approfondie de la littérature pour des environnements urbains et périurbains se rapprochant le plus des caractéristiques environnementales du site à l'étude. L'utilisation de documents produits par des instances provinciales, nationales et internationales (ex. : INSPQ,

Santé Canada, US EPA) a été favorisée et la rédaction a été complétée par des recherches dans des bases de données spécifiques (ex. : ATSDR, HSDB) et de la littérature scientifique.

Les taux de contact avec les différents compartiments environnementaux et le poids corporel des groupes cibles considérés pour le calcul de la dose d'exposition associée au bruit de fond sont tirés des *Lignes directrices* du MSSS. Rappelons que les doses associées au bruit de fond sont calculées avec les mêmes équations que celles utilisées pour le calcul des doses d'exposition associées au site.

Les résultats des calculs des doses potentielles d'exposition sont présentés à la section 6.4. Les données relatives aux facteurs de conditions d'exposition utilisés sont présentées à l'annexe I. L'annexe J présente les principales formules mathématiques utilisées ainsi que des exemples de calcul des doses d'exposition multimédia et multivoie.

6.2.3.2 Dose d'exposition associée aux substances à effets cancérigènes

Dans le cas des substances à effets cancérigènes, la dose d'exposition est estimée en pondérant les doses d'exposition multimédia et multivoie calculées pour les effets non cancérigènes, par tranches d'âge en fonction de la durée de ces tranches. Les doses moyennes pour les nourrissons (< 0,5 an), les enfants de 7 mois à 4 ans et de 5 à 11 ans, les adolescents de 12 à 19 ans et les adultes de 20 ans et plus sont multipliées par des durées de 0,5 an, 3 ans, 5 ans, 7 ans, 8 ans et 51 ans respectivement.

La dose d'exposition moyenne à vie correspondant à une durée totale d'exposition de 70 ans est obtenue par la sommation des doses moyennes calculées pour chacune des classes d'âge à l'aide de l'équation suivante :

$$D_{moy} = \frac{\sum_{i=1}^5 D_i \times T_i}{\sum_{i=1}^5 T_i}$$

où : D_{moy} = dose moyenne d'exposition entre 0 et 70 ans (mg/kg/d)
 D_i = dose moyenne durant la tranche d'âge i (mg/kg/d)
 T_i = durée de la tranche d'âge i (an)

Les résultats des calculs des doses d'exposition associées aux substances à effets cancérigènes sont présentés à la section 6.4.

6.3 Évaluation toxicologique - identification des estimateurs de risque

Le tableau 6-2 résume les estimateurs de risque retenus pour le calcul des indices de risque toxicologique. L'annexe H présente la synthèse des principales propriétés toxicologiques des substances retenues dans le cadre de l'évaluation du risque toxicologique.

Tableau 6-2 : Valeurs toxicologiques de référence des substances retenues pour l'évaluation du risque toxicologique au site de la Promenade Samuel-De Champlain à Québec

Substance	Dose de référence (DR) (mg/kg/jr)			Coefficient de cancérogénicité (CC) (mg/kg/jr) ⁻¹			Potentiel cancérigène (U.S. EPA)
	Inhalation	Ingestion	Contact cutané	Inhalation	Ingestion	Contact cutané	
Hydrocarbures aromatiques polycycliques							
Acénaphène	n.d.	6,00E-02	6,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	n.c.
Anthracène	n.d.	3,00E-01	3,00E-01	n.d.	n.d.	n.d.	D
Benzo(a)anthracène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	7,30E-01	7,30E-01	B2
Benzo(a)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-01	7,30E+00	7,30E+00	B2
Benzo(b)fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	7,30E-01	7,30E-01	B2
Benzo(g,h,i)pérylène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-03	7,30E-02	7,30E-02	D
Benzo(j)fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	7,30E-01	7,30E-01	B2
Benzo(k)fluoranthène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	7,30E-01	7,30E-01	B2
Chrysène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-03	7,30E-02	7,30E-02	B2
Fluoranthène	n.d.	4,00E-02	4,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D
Fluorène	n.d.	4,00E-02	4,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-02	7,30E-01	7,30E-01	B2
Méthyl-2 naphthalène	n.d.	4,00E-03	4,00E-03	n.d.	n.d.	n.d.	n.c.
Naphtalène	8,60E-04	2,00E-02	2,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	C
Phénanthrène	n.d.	n.d.	n.d.	1,37E-04	7,30E-03	7,30E-03	D
Pyrène	n.d.	3,00E-02	3,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D

Tableau 6-2 : Valeurs toxicologiques de référence des substances retenues pour l'évaluation du risque toxicologique au site de la Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substance	Dose de référence (DR) (mg/kg/jr)			Coefficient de cancérogénicité (CC) (mg/kg/jr) ⁻¹			Potentiel cancérigène (U.S. EPA)
	Inhalation	Ingestion	Contact cutané	Inhalation	Ingestion	Contact cutané	
Hydrocarbures aromatiques monocycliques							
Benzène	8.00E-03	4,00E-03	4,00E-03	2.10E-02	4.20E-02	4.20E-02	A
Éthylbenzène	2.20E-01	1,00E-01	1,00E-01	n.d.	n.d.	n.d.	D
Toluène	1.70E+00	8,00E-02	8,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D
Xylènes	2.86E-02	2,00E-01	2,00E-01	n.d.	n.d.	n.d.	D
Chlorobenzènes							
Dichloro-1,2 benzène	1.70E-01	9.00E-02	9.00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D
Dichloro-1,4 benzène	3.00E-02	7.00E-02	7.00E-02	4.00E-02	4.00E-02	4.00E-02	n.d.
Métaux et métalloïdes							
Arsenic	8,60E-06	3,00E-04	3,00E-04	1,50E+01	1,50E+00	1,50E+00	A
Baryum	n.d.	2,00E-01	1,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D
Cadmium	5,70E-07	1,00E-03	5,00E-05	6,30E+00	n.d.	n.d.	B1
Cobalt	2,86E-05	1,00E-03	1,00E-03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Cuivre	6,90E-04	1,00E-01	4,20E-02	n.d.	n.d.	n.d.	D
Étain	3,00E-02	3,00E-02	3,00E-02	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganèse	1,40E-05	1,40E-01	5,60E-03	n.d.	n.d.	n.d.	D
Molybdène	3,00E-03	5,00E-03	5,00E-03	n.d.	n.d.	n.d.	n.c.
Plomb	n.d.	3,57E-03	1,79E-03	4,20E-02	8,50E-03	1,70E-02	B2
Zinc	1,00E-02	1,00E+00	2,50E-01	n.d.	n.d.	n.d.	D
Groupe A : Cancérigène pour l'humain. Groupe B1 : Probablement cancérigène pour l'humain (évidence limitée obtenue des études épidémiologiques). Groupe B2 : Probablement cancérigène pour l'humain (potentiel suffisamment démontré lors d'études chez les animaux). Groupe C : Possiblement cancérigène pour l'humain (évidence limitée obtenue à partir d'études animales). Groupe D : Inclassable quant à son action cancérigène pour l'humain.							

Cette revue fait la distinction entre les effets cancérigènes et les effets chroniques non cancérigènes et s'appuie sur les informations contenues dans les différentes évaluations effectuées par les organismes suivants :

- Santé Canada, les rapports d'évaluation de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE);
- US Environmental Protection Agency (US EPA);
- Organisation mondiale de la Santé (OMS);
- Netherlands National Institute of Public Health and the Environment (RIVM);
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR);
- California Environmental Protection Agency (CalEPA).

Les informations contenues dans les principales banques et bases de données informatisées ont également été prises en compte dans le cadre de la revue toxicologique. Il s'agit, entre autres, des banques et bases de données informatisées suivantes :

- *Integrated Risk Information System* (IRIS) de l'US EPA;
- *Hazardous Substances Data Bank* (HSDB) produite par la bibliothèque nationale de médecine des États-Unis.

Les estimateurs de risque couvrent deux grands types d'effets, soit les effets cancérigènes et les autres effets toxiques chroniques. L'estimateur utilisé pour les effets chroniques autres que le cancer est la dose de référence, c'est-à-dire la dose maximale à laquelle un individu pourrait être exposé, même sur une longue période, sans l'apparition d'effets néfastes pour sa santé. Pour estimer le risque additionnel de cancer lié à une situation donnée, le coefficient de cancérigénicité est utilisé. Cet estimateur représente la valeur de la pente reliant graphiquement l'incidence additionnelle de cancer à la dose.

À notre connaissance, aucun estimateur de risque n'a été établi pour le contact cutané. Ceux qui sont présentés au tableau 6-2 ont été calculées selon la méthode de transposition des estimateurs de risque recommandée par l'US EPA pour évaluer le risque attribuable à l'exposition par contact cutané. Cette méthode consiste à ajuster l'estimateur de risque pour l'ingestion en fonction du taux d'absorption gastro-intestinale, de façon à ce qu'il soit applicable à une dose absorbée.

6.4 Caractérisation du risque

6.4.1 Méthodes de calcul

L'estimation du risque consiste à mettre en relation les doses potentielles d'exposition estimées (section 6.2.3) pour les populations cibles et la valeur toxicologique de référence (dose de référence ou coefficient de cancérigénicité) (section 6.3, tableau 6-2). En d'autres termes, le ratio des doses estimées (exposition potentielle des usagers du terrain) sur les doses présumées sécuritaires, même pour une exposition de longue durée, est appelé indice de risque.

L'estimation du risque est calculée pour l'ingestion et l'inhalation de façon distincte, selon qu'il s'agit de substances à effets cancérigènes ou non cancérigènes.

6.4.1.1 Substances à effets chroniques non cancérigènes

Pour les substances auxquelles sont associés des effets chroniques non cancérigènes, l'indice de risque est établi, pour chacune des voies d'exposition considérées, selon l'équation suivante :

$$IR_{nc} = \frac{D_{max} + BF}{VTR_{nc}}$$

- où :
- IR_{nc} = indice de risque brut (effets non cancérigènes)
 - D_{max} = dose potentielle d'exposition maximale estimée (inhalation, ingestion) sur une période donnée (en mg/kg de poids corporel/d)
 - BF = bruit de fond ou dose d'exposition présente dans l'environnement pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/d)
 - VTR_{nc} = dose de référence d'une substance pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/d)

Par définition, un indice de risque supérieur à 1,0 signale la présence d'un potentiel de risque. À l'opposé, un indice inférieur à 1,0 indique que l'exposition en cause n'est pas de nature à représenter un risque significatif pour la santé publique (MSSS, 2002).

6.4.1.2 Substances à effets cancérigènes

Dans le cas des substances à effets cancérigènes, le risque est présumé exister à toute dose non nulle et il devient donc nécessaire de définir un niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable. Dans un premier temps, les risques additionnels de cancer liés à l'exposition découlant de la contamination du site pour chacune des voies d'exposition considérées sont calculés selon la formule suivante :

$$IR_c = D_{moy} \times CC$$

- où :
- IR_c = indice de risque (effets cancérigènes)
 - D_{moy} = dose d'exposition moyenne à vie (ex. : 70 ans) estimée pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/d)
 - CC = coefficient de cancérogénicité d'une substance pour une voie d'exposition donnée (mg/kg de poids corporel/d)⁻¹

Les indices de risque peuvent ensuite être calculés comme le ratio du risque lié au terrain sur le niveau de risque considéré « négligeable ». Comme le recommande le MSSS (2002), les indices de risque de cancer ont été calculés en fonction d'un niveau de risque « négligeable » de 1×10^{-6} , soit un cas additionnel par million d'individus qui serait exposé à la contamination.

6.4.2 Estimation du risque

Cette section présente les résultats concernant l'évaluation des risques toxicologiques liés à la qualité des sols actuellement en place sur le terrain.

Comme le préconise le MSSS (2002) dans ses Lignes directrices, les sols contaminés doivent être considérés directement, sans tenir compte des recouvrements de surface présents. Ainsi, les sols du terrain actuel ont été considérés comme étant entièrement à nu (100 %).

Rappelons que les concentrations utilisées pour l'estimation du risque correspondent à la LSIC95% sur la moyenne arithmétique des teneurs mesurées sur l'ensemble des échantillons prélevés sur le site, toutes profondeurs confondues. Pour le baryum et le manganèse, les concentrations utilisées correspondent à la LSIC95% sur la moyenne arithmétique des teneurs mesurées en surface et en profondeur (différence significative dans les moyennes des deux horizons de sols).

6.4.2.1 Substances à effets non cancérigènes

Les tableaux 6-3 et 6-4 regroupent les indices de risque calculés pour les effets chroniques autres que le cancer, tant pour les doses bruit de fond que pour les doses additionnelles (liées à la contamination du terrain) et les doses totales (bruit de fond + additionnelles).

Dans l'état actuel du site, en considérant l'hypothèse des sols à nu, aucune substance ne présente un indice de risque supérieur à 1,0 pour les doses additionnelles. Pour plusieurs substances, toutefois, les indices de risque liés aux doses bruit de fond sont supérieurs à 1,0, ce qui suggère que l'exposition bruit de fond de la population générale présente un risque d'effets chroniques liés à ces substances. La contribution du terrain à l'exposition totale est toutefois négligeable (moins de 10 % de l'indice de risque global). La contamination des sols par ces contaminants ne représente donc pas une source potentielle de risques d'effets chroniques autres que le cancer pour la santé des populations environnantes et des utilisateurs.

6.4.2.2 Substances à effets cancérigènes

Population environnante

Sur la base d'un risque acceptable d'un cas sur un million ($1/10^6$), l'exposition de la population environnante aux substances à effets cancérigènes présentes dans les sols du site ne présente pas de risque additionnel de cancer dans l'état actuel du site, avec des sols considérés à nu (tableau 6-5).

Tableau 6-3 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérogènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Acénaphthène	0 à 6 mois	n.d.	3,1E-06	1,1E-06	6,0E-02	4,6E-05	2,7E-08	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	3,2E-06	1,2E-06	6,0E-02	3,8E-05	1,0E-07	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,5E-06	9,2E-07	6,0E-02	2,5E-05	1,2E-08	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,5E-06	5,5E-07	6,0E-02	1,6E-05	3,7E-09	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,2E-06	4,7E-07	6,0E-02	1,4E-05	3,1E-09	6,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Anthracène	0 à 6 mois	n.d.	1,9E-06	6,2E-06	3,0E-01	1,6E-05	3,2E-08	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,9E-06	6,4E-06	3,0E-01	1,3E-05	1,2E-07	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	1,5E-06	5,0E-06	3,0E-01	8,6E-06	1,4E-08	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	9,0E-07	3,0E-06	3,0E-01	5,5E-06	4,4E-09	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	7,6E-07	2,5E-06	3,0E-01	4,9E-06	3,8E-09	3,0E-01	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Fluoranthène	0 à 6 mois	n.d.	1,2E-05	3,9E-05	4,0E-02	4,7E-05	1,1E-07	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,2E-05	4,0E-05	4,0E-02	3,9E-05	4,1E-07	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	9,3E-06	3,1E-05	4,0E-02	2,5E-05	4,8E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	5,6E-06	1,9E-05	4,0E-02	1,6E-05	1,5E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	4,7E-06	1,6E-05	4,0E-02	1,4E-05	1,3E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Fluorène	0 à 6 mois	n.d.	4,1E-06	4,4E-06	4,0E-02	7,7E-05	3,4E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	4,2E-06	4,5E-06	4,0E-02	3,9E-05	1,3E-07	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	3,3E-06	3,5E-06	4,0E-02	2,0E-05	1,5E-08	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	2,0E-06	2,1E-06	4,0E-02	1,1E-05	4,7E-09	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,7E-06	1,8E-06	4,0E-02	9,8E-06	4,0E-09	4,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Méthyl-2 naphtalène	0 à 6 mois	n.d.	3,5E-02	8,5E-06	4,0E-03	1,7E-04	1,5E-07	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	3,6E-02	8,7E-06	4,0E-03	1,4E-04	5,7E-07	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,8E-02	6,8E-06	4,0E-03	9,7E-05	6,7E-08	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,7E-02	4,1E-06	4,0E-03	7,4E-05	2,1E-08	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,4E-02	3,5E-06	4,0E-03	6,1E-05	1,8E-08	4,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Naphtalène	0 à 6 mois	8,6E-04	4,7E-05	5,9E-07	2,0E-02	1,9E-06	3,6E-08	2,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	8,6E-04	4,8E-05	6,0E-07	2,0E-02	1,1E-06	1,3E-07	2,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	8,6E-04	3,7E-05	4,7E-07	2,0E-02	7,8E-07	1,6E-08	2,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	8,6E-04	2,2E-05	2,8E-07	2,0E-02	5,4E-07	4,9E-09	2,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	8,6E-04	1,9E-05	2,4E-07	2,0E-02	5,8E-07	4,2E-09	2,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1

Tableau 6-3 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérigènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Pyrène	0 à 6 mois	n.d.	8,2E-06	3,1E-05	3,0E-02	3,4E-05	1,1E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	8,5E-06	3,2E-05	3,0E-02	2,8E-05	4,0E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	6,6E-06	2,5E-05	3,0E-02	1,8E-05	4,7E-08	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	4,0E-06	1,5E-05	3,0E-02	1,1E-05	1,5E-08	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	3,4E-06	1,3E-05	3,0E-02	1,0E-05	1,2E-08	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Benzène	0 à 6 mois	8.0E-03	1.3E-03	9.2E-05	4.0E-03	7.0E-05	4.7E-07	4.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.2
	7 mois à 4 ans	8.0E-03	1.3E-03	9.4E-05	4.0E-03	6.0E-05	1.8E-06	4.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.2
	5 à 11 ans	8.0E-03	1.0E-03	7.4E-05	4.0E-03	5.0E-05	2.1E-07	4.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	0.2
	12 à 19 ans	8.0E-03	6.2E-04	4.4E-05	4.0E-03	3.0E-05	6.5E-08	4.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	8.0E-03	5.2E-04	3.7E-05	4.0E-03	2.0E-05	5.5E-08	4.0E-03	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
Toluène	0 à 6 mois	1.7E+00	5.4E-03	3.8E-07	8.0E-02	4.0E-05	3.2E-07	8.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	1.7E+00	5.6E-03	3.9E-07	8.0E-02	1.0E-04	1.2E-06	8.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	1.7E+00	4.3E-03	3.1E-07	8.0E-02	2.0E-04	1.4E-07	8.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	1.7E+00	2.6E-03	1.8E-07	8.0E-02	1.0E-04	4.5E-08	8.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	1.7E+00	2.2E-03	1.6E-07	8.0E-02	1.0E-04	3.8E-08	8.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
Éthylbenzène	0 à 6 mois	2.2E-01	8.9E-04	2.5E-07	1.0E-01	1.0E-04	1.7E-07	1.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	2.2E-01	9.2E-04	2.5E-07	1.0E-01	8.7E-05	6.4E-07	1.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	2.2E-01	7.2E-04	2.0E-07	1.0E-01	5.6E-05	7.5E-08	1.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	2.2E-01	4.3E-04	1.2E-07	1.0E-01	3.5E-05	2.4E-08	1.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	2.2E-01	3.6E-04	1.0E-07	1.0E-01	3.2E-05	2.0E-08	1.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
Xylènes	0 à 6 mois	2.9E-02	2.2E-03	5.3E-05	2.0E-01	7.3E-11	8.0E-07	2.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	2.9E-02	2.3E-03	5.4E-05	2.0E-01	2.9E-04	3.0E-06	2.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	2.9E-02	1.8E-03	4.2E-05	2.0E-01	2.3E-04	3.5E-07	2.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	2.9E-02	1.1E-03	2.5E-05	2.0E-01	1.5E-04	1.1E-07	2.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	2.9E-02	8.9E-04	2.1E-05	2.0E-01	1.3E-04	9.2E-08	2.0E-01	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
Dichloro-1,2 benzène	0 à 6 mois	1.7E-01	7.7E-05	1.9E-06	9.0E-02	5.3E-08	7.9E-08	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	1.7E-01	7.9E-05	2.0E-06	9.0E-02	4.5E-08	2.9E-07	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	1.7E-01	6.2E-05	1.5E-06	9.0E-02	2.9E-08	3.4E-08	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	1.7E-01	3.7E-05	9.2E-07	9.0E-02	1.8E-08	1.1E-08	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	1.7E-01	3.1E-05	7.7E-07	9.0E-02	1.6E-08	9.1E-09	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1

Tableau 6-3 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérigènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Dichloro-1,4 benzène	0 à 6 mois	3.0E-02	1.6E-04	2.0E-06	7.0E-02	1.6E-03	6.1E-08	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	3.0E-02	1.6E-04	2.1E-06	7.0E-02	1.4E-03	2.3E-07	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	3.0E-02	1.3E-04	1.6E-06	7.0E-02	8.7E-04	2.6E-08	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	3.0E-02	7.7E-05	9.7E-07	7.0E-02	5.5E-04	8.3E-09	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	3.0E-02	6.5E-05	8.2E-07	7.0E-02	5.0E-04	7.0E-09	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
Arsenic	0 à 6 mois	8,6E-06	5,5E-07	2,6E-09	3,0E-04	2,9E-04	2,5E-06	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	1,0
	7 mois à 4 ans	8,6E-06	5,6E-07	2,7E-09	3,0E-04	4,5E-04	9,2E-06	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	1,6
	5 à 11 ans	8,6E-06	4,4E-07	2,1E-09	3,0E-04	3,0E-04	1,1E-06	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	1,1
	12 à 19 ans	8,6E-06	2,6E-07	1,3E-09	3,0E-04	1,9E-04	3,4E-07	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	20 ans et plus	8,6E-06	2,2E-07	1,0E-09	3,0E-04	1,9E-04	2,8E-07	3,0E-04	0,0E+00	0,0E+00	0,6
Baryum	0 à 6 mois	n.d.	2,6E-04	4,3E-08	2,0E-01	2,3E-02	4,1E-05	1,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	2,7E-04	4,4E-08	2,0E-01	2,4E-02	1,5E-04	1,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,1E-04	3,5E-08	2,0E-01	1,9E-02	1,8E-05	1,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,3E-04	2,1E-08	2,0E-01	1,1E-02	5,6E-06	1,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,1E-04	1,7E-08	2,0E-01	8,9E-03	4,7E-06	1,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Cadmium	0 à 6 mois	5,7E-07	1,8E-06	2,8E-10	1,0E-03	2,1E-04	2,6E-07	5,0E-05	0,0E+00	0,0E+00	3,3
	7 mois à 4 ans	5,7E-07	1,8E-06	2,8E-10	1,0E-03	5,5E-04	9,7E-07	5,0E-05	0,0E+00	0,0E+00	3,7
	5 à 11 ans	5,7E-07	1,4E-06	2,2E-10	1,0E-03	4,3E-04	1,1E-07	5,0E-05	0,0E+00	0,0E+00	2,9
	12 à 19 ans	5,7E-07	8,5E-07	1,3E-10	1,0E-03	3,0E-04	3,6E-08	5,0E-05	0,0E+00	0,0E+00	1,8
	20 ans et plus	5,7E-07	7,2E-07	1,1E-10	1,0E-03	3,0E-04	3,0E-08	5,0E-05	0,0E+00	0,0E+00	1,6
Cobalt	0 à 6 mois	2,9E-05	2,4E-06	4,7E-09	1,0E-03	7,5E-05	4,5E-06	1,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	7 mois à 4 ans	2,9E-05	2,5E-06	4,9E-09	1,0E-03	4,6E-05	1,7E-05	1,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	5 à 11 ans	2,9E-05	2,0E-06	3,8E-09	1,0E-03	3,1E-05	1,9E-06	1,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,1
	12 à 19 ans	2,9E-05	1,2E-06	2,3E-09	1,0E-03	2,1E-05	6,1E-07	1,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	2,9E-05	9,9E-07	1,9E-09	1,0E-03	2,3E-05	5,2E-07	1,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	< 0,1
Cuivre	0 à 6 mois	6,9E-04	9,3E-06	1,2E-08	1,0E-01	6,8E-02	1,1E-05	4,2E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	7 mois à 4 ans	6,9E-04	9,6E-06	1,3E-08	1,0E-01	6,5E-02	4,3E-05	4,2E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	5 à 11 ans	6,9E-04	7,5E-06	9,8E-09	1,0E-01	4,7E-02	5,0E-06	4,2E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,5
	12 à 19 ans	6,9E-04	4,5E-06	5,9E-09	1,0E-01	3,2E-02	1,6E-06	4,2E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,3
	20 ans et plus	6,9E-04	3,8E-06	4,8E-09	1,0E-01	3,2E-02	1,3E-06	4,2E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,3

Tableau 6-3 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérigènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Étain	0 à 6 mois	3,0E-02	5,5E-07	1,6E-09	3,0E-02	4,6E-02	1,5E-06	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,5
	7 mois à 4 ans	3,0E-02	5,6E-07	1,7E-09	3,0E-02	3,9E-02	5,7E-06	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,3
	5 à 11 ans	3,0E-02	4,4E-07	1,3E-09	3,0E-02	2,5E-02	6,6E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,8
	12 à 19 ans	3,0E-02	2,6E-07	7,8E-10	3,0E-02	1,6E-02	2,1E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,5
	20 ans et plus	3,0E-02	2,2E-07	6,4E-10	3,0E-02	1,4E-02	1,8E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,5
Manganèse	0 à 6 mois	1,4E-05	5,7E-05	3,1E-07	1,4E-01	1,7E-01	2,9E-04	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,3
	7 mois à 4 ans	1,4E-05	5,8E-05	3,2E-07	1,4E-01	1,4E-01	1,1E-03	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,2
	5 à 11 ans	1,4E-05	4,5E-05	2,5E-07	1,4E-01	9,2E-02	1,3E-04	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	3,9
	12 à 19 ans	1,4E-05	2,7E-05	1,5E-07	1,4E-01	5,9E-02	4,0E-05	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,4
	20 ans et plus	1,4E-05	2,3E-05	1,2E-07	1,4E-01	5,3E-02	3,4E-05	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,0
Molybdène	0 à 6 mois	3,0E-03	6,1E-06	6,6E-10	5,0E-03	3,5E-03	6,2E-07	5,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	7 mois à 4 ans	3,0E-03	6,2E-06	6,7E-10	5,0E-03	2,9E-03	2,3E-06	5,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,6
	5 à 11 ans	3,0E-03	4,9E-06	5,3E-10	5,0E-03	1,9E-03	2,7E-07	5,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,4
	12 à 19 ans	3,0E-03	2,9E-06	3,2E-10	5,0E-03	1,2E-03	8,5E-08	5,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	20 ans et plus	3,0E-03	2,5E-06	2,6E-10	5,0E-03	1,1E-03	7,2E-08	5,0E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
Plomb	0 à 6 mois	n.d.	1,1E-05	1,9E-08	3,6E-03	5,3E-04	1,8E-05	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,1E-05	2,0E-08	3,6E-03	1,5E-03	6,7E-05	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,4
	5 à 11 ans	n.d.	8,8E-06	1,5E-08	3,6E-03	1,0E-03	7,9E-06	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,3
	12 à 19 ans	n.d.	5,3E-06	9,2E-09	3,6E-03	6,5E-04	2,5E-06	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
	20 ans et plus	n.d.	4,5E-06	7,6E-09	3,6E-03	6,7E-04	2,1E-06	1,8E-03	0,0E+00	0,0E+00	0,2
Zinc	0 à 6 mois	1,0E-02	2,7E-05	3,0E-08	1,0E+00	6,8E-01	2,8E-05	2,5E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	7 mois à 4 ans	1,0E-02	2,8E-05	3,1E-08	1,0E+00	6,7E-01	1,0E-04	2,5E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,7
	5 à 11 ans	1,0E-02	2,2E-05	2,4E-08	1,0E+00	4,6E-01	1,2E-05	2,5E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,5
	12 à 19 ans	1,0E-02	1,3E-05	1,4E-08	1,0E+00	3,1E-01	3,9E-06	2,5E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,3
	20 ans et plus	1,0E-02	1,1E-05	1,2E-08	1,0E+00	2,9E-01	3,3E-06	2,5E-01	0,0E+00	0,0E+00	0,3

Tableau 6-4 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérogènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque ((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Acénaphène	0 à 6 mois	n.d.	3,1E-06	1,9E-07	6,0E-02	4,6E-05	1,0E-07	6,0E-02	0,0E+00	7,2E-08	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	3,2E-06	2,0E-07	6,0E-02	3,8E-05	3,7E-07	6,0E-02	0,0E+00	5,3E-08	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,5E-06	1,5E-07	6,0E-02	2,5E-05	4,4E-08	6,0E-02	0,0E+00	4,0E-08	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,5E-06	9,2E-08	6,0E-02	1,6E-05	1,4E-08	6,0E-02	0,0E+00	3,2E-08	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,2E-06	7,8E-08	6,0E-02	1,4E-05	1,2E-08	6,0E-02	0,0E+00	3,1E-08	< 0,1
Anthracène	0 à 6 mois	n.d.	1,9E-06	1,0E-06	3,0E-01	1,6E-05	1,2E-07	3,0E-01	0,0E+00	2,1E-08	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,9E-06	1,1E-06	3,0E-01	1,3E-05	4,5E-07	3,0E-01	0,0E+00	1,6E-08	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	1,5E-06	8,3E-07	3,0E-01	8,6E-06	5,2E-08	3,0E-01	0,0E+00	1,2E-08	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	9,0E-07	5,0E-07	3,0E-01	5,5E-06	1,7E-08	3,0E-01	0,0E+00	9,6E-09	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	7,6E-07	4,2E-07	3,0E-01	4,9E-06	1,4E-08	3,0E-01	0,0E+00	9,2E-09	< 0,1
Fluoranthène	0 à 6 mois	n.d.	1,2E-05	6,5E-06	4,0E-02	4,7E-05	4,1E-07	4,0E-02	0,0E+00	2,9E-07	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,2E-05	6,7E-06	4,0E-02	3,9E-05	1,5E-06	4,0E-02	0,0E+00	2,1E-07	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	9,3E-06	5,2E-06	4,0E-02	2,5E-05	1,8E-07	4,0E-02	0,0E+00	1,6E-07	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	5,6E-06	3,1E-06	4,0E-02	1,6E-05	5,6E-08	4,0E-02	0,0E+00	1,3E-07	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	4,7E-06	2,6E-06	4,0E-02	1,4E-05	4,7E-08	4,0E-02	0,0E+00	1,2E-07	< 0,1
Fluorène	0 à 6 mois	n.d.	4,1E-06	7,3E-07	4,0E-02	7,7E-05	1,3E-07	4,0E-02	0,0E+00	9,1E-08	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	4,2E-06	7,5E-07	4,0E-02	3,9E-05	4,7E-07	4,0E-02	0,0E+00	6,7E-08	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	3,3E-06	5,9E-07	4,0E-02	2,0E-05	5,5E-08	4,0E-02	0,0E+00	5,1E-08	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	2,0E-06	3,5E-07	4,0E-02	1,1E-05	1,7E-08	4,0E-02	0,0E+00	4,1E-08	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,7E-06	3,0E-07	4,0E-02	9,8E-06	1,5E-08	4,0E-02	0,0E+00	3,9E-08	< 0,1
Méthyl-2 naphthalène	0 à 6 mois	n.d.	3,5E-02	1,4E-06	4,0E-03	1,7E-04	5,7E-07	4,0E-03	0,0E+00	2,0E-07	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	3,6E-02	1,5E-06	4,0E-03	1,4E-04	2,1E-06	4,0E-03	0,0E+00	1,5E-07	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,8E-02	1,1E-06	4,0E-03	9,7E-05	2,5E-07	4,0E-03	0,0E+00	1,1E-07	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,7E-02	6,8E-07	4,0E-03	7,4E-05	7,8E-08	4,0E-03	0,0E+00	9,1E-08	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,4E-02	5,8E-07	4,0E-03	6,1E-05	6,6E-08	4,0E-03	0,0E+00	8,6E-08	< 0,1
Naphthalène	0 à 6 mois	8,6E-04	4,7E-05	9,8E-08	2,0E-02	1,9E-06	1,3E-07	2,0E-02	0,0E+00	4,8E-08	< 0,1
	7 mois à 4 ans	8,6E-04	4,8E-05	1,0E-07	2,0E-02	1,1E-06	5,0E-07	2,0E-02	0,0E+00	3,5E-08	< 0,1
	5 à 11 ans	8,6E-04	3,7E-05	7,9E-08	2,0E-02	7,8E-07	5,8E-08	2,0E-02	0,0E+00	2,7E-08	< 0,1
	12 à 19 ans	8,6E-04	2,2E-05	4,7E-08	2,0E-02	5,4E-07	1,8E-08	2,0E-02	0,0E+00	2,1E-08	< 0,1
	20 ans et plus	8,6E-04	1,9E-05	4,0E-08	2,0E-02	5,8E-07	1,6E-08	2,0E-02	0,0E+00	2,0E-08	< 0,1

Tableau 6-4 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérogènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Pyrène	0 à 6 mois	n.d.	8,2E-06	5,1E-06	3,0E-02	3,4E-05	4,0E-07	3,0E-02	0,0E+00	2,8E-07	< 0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	8,5E-06	5,3E-06	3,0E-02	2,8E-05	1,5E-06	3,0E-02	0,0E+00	2,1E-07	< 0,1
	5 à 11 ans	n.d.	6,6E-06	4,1E-06	3,0E-02	1,8E-05	1,7E-07	3,0E-02	0,0E+00	1,6E-07	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	4,0E-06	2,5E-06	3,0E-02	1,1E-05	5,5E-08	3,0E-02	0,0E+00	1,3E-07	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	3,4E-06	2,1E-06	3,0E-02	1,0E-05	4,6E-08	3,0E-02	0,0E+00	1,2E-07	< 0,1
Benzène	0 à 6 mois	8.0E-03	1.3E-03	1.5E-05	4.0E-03	7.0E-05	1.8E-06	4.0E-03	0.0E+00	5.0E-07	0.2
	7 mois à 4 ans	8.0E-03	1.3E-03	1.6E-05	4.0E-03	6.0E-05	6.6E-06	4.0E-03	0.0E+00	3.7E-07	0.2
	5 à 11 ans	8.0E-03	1.0E-03	1.2E-05	4.0E-03	5.0E-05	7.7E-07	4.0E-03	0.0E+00	2.8E-07	0.1
	12 à 19 ans	8.0E-03	6.2E-04	7.4E-06	4.0E-03	3.0E-05	2.4E-07	4.0E-03	0.0E+00	2.3E-07	< 0,1
	20 ans et plus	8.0E-03	5.2E-04	6.2E-06	4.0E-03	2.0E-05	2.0E-07	4.0E-03	0.0E+00	2.1E-07	< 0,1
Toluène	0 à 6 mois	1.7E+00	5.4E-03	6.4E-08	8.0E-02	4.0E-05	1.2E-06	8.0E-02	0.0E+00	5.2E-07	< 0,1
	7 mois à 4 ans	1.7E+00	5.6E-03	6.5E-08	8.0E-02	1.0E-04	4.5E-06	8.0E-02	0.0E+00	3.8E-07	< 0,1
	5 à 11 ans	1.7E+00	4.3E-03	5.1E-08	8.0E-02	2.0E-04	5.3E-07	8.0E-02	0.0E+00	2.9E-07	< 0,1
	12 à 19 ans	1.7E+00	2.6E-03	3.1E-08	8.0E-02	1.0E-04	1.7E-07	8.0E-02	0.0E+00	2.3E-07	< 0,1
	20 ans et plus	1.7E+00	2.2E-03	2.6E-08	8.0E-02	1.0E-04	1.4E-07	8.0E-02	0.0E+00	2.2E-07	< 0,1
Éthylbenzène	0 à 6 mois	2.2E-01	8.9E-04	4.1E-08	1.0E-01	1.0E-04	6.4E-07	1.0E-01	0.0E+00	4.6E-07	< 0,1
	7 mois à 4 ans	2.2E-01	9.2E-04	4.2E-08	1.0E-01	8.7E-05	2.4E-06	1.0E-01	0.0E+00	3.4E-07	< 0,1
	5 à 11 ans	2.2E-01	7.2E-04	3.3E-08	1.0E-01	5.6E-05	2.8E-07	1.0E-01	0.0E+00	2.6E-07	< 0,1
	12 à 19 ans	2.2E-01	4.3E-04	2.0E-08	1.0E-01	3.5E-05	8.8E-08	1.0E-01	0.0E+00	2.0E-07	< 0,1
	20 ans et plus	2.2E-01	3.6E-04	1.7E-08	1.0E-01	3.2E-05	7.4E-08	1.0E-01	0.0E+00	1.9E-07	< 0,1
Xylènes	0 à 6 mois	2.9E-02	2.2E-03	8.8E-06	2.0E-01	7.3E-11	3.0E-06	2.0E-01	0.0E+00	1.3E-06	< 0,1
	7 mois à 4 ans	2.9E-02	2.3E-03	9.0E-06	2.0E-01	2.9E-04	1.1E-05	2.0E-01	0.0E+00	9.3E-07	< 0,1
	5 à 11 ans	2.9E-02	1.8E-03	7.0E-06	2.0E-01	2.3E-04	1.3E-06	2.0E-01	0.0E+00	7.1E-07	< 0,1
	12 à 19 ans	2.9E-02	1.1E-03	4.2E-06	2.0E-01	1.5E-04	4.1E-07	2.0E-01	0.0E+00	5.7E-07	< 0,1
	20 ans et plus	2.9E-02	8.9E-04	3.6E-06	2.0E-01	1.3E-04	3.4E-07	2.0E-01	0.0E+00	5.4E-07	< 0,1
Dichloro-1,2 benzène	0 à 6 mois	1.7E-01	7.7E-05	3.2E-07	9.0E-02	5.3E-08	2.9E-07	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	1.7E-01	7.9E-05	3.3E-07	9.0E-02	4.5E-08	1.1E-06	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	1.7E-01	6.2E-05	2.5E-07	9.0E-02	2.9E-08	1.3E-07	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	1.7E-01	3.7E-05	1.5E-07	9.0E-02	1.8E-08	4.0E-08	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	1.7E-01	3.1E-05	1.3E-07	9.0E-02	1.6E-08	3.4E-08	9.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1

Tableau 6-4 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérogènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque ((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Dichloro-1,4 benzène	0 à 6 mois	3.0E-02	1.6E-04	3.3E-07	7.0E-02	1.6E-03	2.2E-07	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	7 mois à 4 ans	3.0E-02	1.6E-04	3.4E-07	7.0E-02	1.4E-03	8.4E-07	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	5 à 11 ans	3.0E-02	1.3E-04	2.7E-07	7.0E-02	8.7E-04	9.8E-08	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	12 à 19 ans	3.0E-02	7.7E-05	1.6E-07	7.0E-02	5.5E-04	3.1E-08	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
	20 ans et plus	3.0E-02	6.5E-05	1.4E-07	7.0E-02	5.0E-04	2.6E-08	7.0E-02	0.0E+00	0.0E+00	< 0,1
Arsenic	0 à 6 mois	8,6E-06	5,5E-07	5,9E-10	3,0E-04	2,9E-04	9,1E-06	3,0E-04	0,0E+00	1,0E-06	1,1
	7 mois à 4 ans	8,6E-06	5,6E-07	6,1E-10	3,0E-04	4,5E-04	3,4E-05	3,0E-04	0,0E+00	7,7E-07	1,7
	5 à 11 ans	8,6E-06	4,4E-07	4,7E-10	3,0E-04	3,0E-04	4,0E-06	3,0E-04	0,0E+00	5,8E-07	1,1
	12 à 19 ans	8,6E-06	2,6E-07	2,8E-10	3,0E-04	1,9E-04	1,3E-06	3,0E-04	0,0E+00	4,7E-07	0,7
	20 ans et plus	8,6E-06	2,2E-07	2,4E-10	3,0E-04	1,9E-04	1,1E-06	3,0E-04	0,0E+00	4,4E-07	0,6
Baryum	0 à 6 mois	n.d.	2,6E-04	9,8E-09	2,0E-01	2,3E-02	1,5E-04	1,0E-02	0,0E+00	5,4E-05	0,1
	7 mois à 4 ans	n.d.	2,7E-04	1,0E-08	2,0E-01	2,4E-02	5,6E-04	1,0E-02	0,0E+00	4,0E-05	0,1
	5 à 11 ans	n.d.	2,1E-04	7,8E-09	2,0E-01	1,9E-02	6,6E-05	1,0E-02	0,0E+00	3,0E-05	< 0,1
	12 à 19 ans	n.d.	1,3E-04	4,7E-09	2,0E-01	1,1E-02	2,1E-05	1,0E-02	0,0E+00	2,4E-05	< 0,1
	20 ans et plus	n.d.	1,1E-04	4,0E-09	2,0E-01	8,9E-03	1,7E-05	1,0E-02	0,0E+00	2,3E-05	< 0,1
Cadmium	0 à 6 mois	5,7E-07	1,8E-06	6,2E-11	1,0E-03	2,1E-04	9,6E-07	5,0E-05	0,0E+00	3,4E-08	3,3
	7 mois à 4 ans	5,7E-07	1,8E-06	6,4E-11	1,0E-03	5,5E-04	3,6E-06	5,0E-05	0,0E+00	2,5E-08	3,7
	5 à 11 ans	5,7E-07	1,4E-06	5,0E-11	1,0E-03	4,3E-04	4,2E-07	5,0E-05	0,0E+00	1,9E-08	2,9
	12 à 19 ans	5,7E-07	8,5E-07	3,0E-11	1,0E-03	3,0E-04	1,3E-07	5,0E-05	0,0E+00	1,5E-08	1,8
	20 ans et plus	5,7E-07	7,2E-07	2,5E-11	1,0E-03	3,0E-04	1,1E-07	5,0E-05	0,0E+00	1,5E-08	1,6
Cobalt	0 à 6 mois	2,9E-05	2,4E-06	1,1E-09	1,0E-03	7,5E-05	1,7E-05	1,0E-03	0,0E+00	5,9E-06	0,2
	7 mois à 4 ans	2,9E-05	2,5E-06	1,1E-09	1,0E-03	4,6E-05	6,2E-05	1,0E-03	0,0E+00	4,3E-06	0,2
	5 à 11 ans	2,9E-05	2,0E-06	8,6E-10	1,0E-03	3,1E-05	7,2E-06	1,0E-03	0,0E+00	3,3E-06	0,1
	12 à 19 ans	2,9E-05	1,2E-06	5,2E-10	1,0E-03	2,1E-05	2,3E-06	1,0E-03	0,0E+00	2,6E-06	< 0,1
	20 ans et plus	2,9E-05	9,9E-07	4,4E-10	1,0E-03	2,3E-05	1,9E-06	1,0E-03	0,0E+00	2,5E-06	< 0,1
Cuivre	0 à 6 mois	6,9E-04	9,3E-06	2,8E-09	1,0E-01	6,8E-02	4,3E-05	4,2E-02	0,0E+00	1,5E-05	0,7
	7 mois à 4 ans	6,9E-04	9,6E-06	2,8E-09	1,0E-01	6,5E-02	1,6E-04	4,2E-02	0,0E+00	1,1E-05	0,7
	5 à 11 ans	6,9E-04	7,5E-06	2,2E-09	1,0E-01	4,7E-02	1,9E-05	4,2E-02	0,0E+00	8,5E-06	0,5
	12 à 19 ans	6,9E-04	4,5E-06	1,3E-09	1,0E-01	3,2E-02	5,9E-06	4,2E-02	0,0E+00	6,8E-06	0,3
	20 ans et plus	6,9E-04	3,8E-06	1,1E-09	1,0E-01	3,2E-02	4,9E-06	4,2E-02	0,0E+00	6,5E-06	0,3

Tableau 6-4 : Indices de risque calculés pour les substances à effets non cancérigènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec (suite)

Substances	Groupe cible	Inhalation			Ingestion			Contact cutané			Indice global de risque $((b+c)/a)+((e+f)/d)+((h+i)/g)$
		Dose de référence (mg/kg/jr) a	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) b	Dose associée au site (mg/kg/jr) c	Dose de référence (mg/kg/jr) d	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) e	Dose associée au site (mg/kg/jr) f	Dose de référence (mg/kg/jr) g	Dose bruit de fond (mg/kg/jr) h	Dose associée au site (mg/kg/jr) i	
Étain	0 à 6 mois	3,0E-02	5,5E-07	3,7E-10	3,0E-02	4,6E-02	5,7E-06	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,5
	7 mois à 4 ans	3,0E-02	5,6E-07	3,8E-10	3,0E-02	3,9E-02	2,1E-05	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	1,3
	5 à 11 ans	3,0E-02	4,4E-07	2,9E-10	3,0E-02	2,5E-02	2,5E-06	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,8
	12 à 19 ans	3,0E-02	2,6E-07	1,8E-10	3,0E-02	1,6E-02	7,8E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,5
	20 ans et plus	3,0E-02	2,2E-07	1,5E-10	3,0E-02	1,4E-02	6,6E-07	3,0E-02	0,0E+00	0,0E+00	0,5
Manganèse	0 à 6 mois	1,4E-05	5,7E-05	7,0E-08	1,4E-01	1,7E-01	1,1E-03	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,3
	7 mois à 4 ans	1,4E-05	5,8E-05	7,2E-08	1,4E-01	1,4E-01	4,0E-03	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	5,2
	5 à 11 ans	1,4E-05	4,5E-05	5,6E-08	1,4E-01	9,2E-02	4,7E-04	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	3,9
	12 à 19 ans	1,4E-05	2,7E-05	3,4E-08	1,4E-01	5,9E-02	1,5E-04	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,4
	20 ans et plus	1,4E-05	2,3E-05	2,8E-08	1,4E-01	5,3E-02	1,2E-04	5,6E-03	0,0E+00	0,0E+00	2,0
Molybdène	0 à 6 mois	3,0E-03	6,1E-06	1,5E-10	5,0E-03	3,5E-03	2,3E-06	5,0E-03	0,0E+00	8,2E-07	0,7
	7 mois à 4 ans	3,0E-03	6,2E-06	1,5E-10	5,0E-03	2,9E-03	8,6E-06	5,0E-03	0,0E+00	6,0E-07	0,6
	5 à 11 ans	3,0E-03	4,9E-06	1,2E-10	5,0E-03	1,9E-03	1,0E-06	5,0E-03	0,0E+00	4,6E-07	0,4
	12 à 19 ans	3,0E-03	2,9E-06	7,2E-11	5,0E-03	1,2E-03	3,2E-07	5,0E-03	0,0E+00	3,7E-07	0,2
	20 ans et plus	3,0E-03	2,5E-06	6,1E-11	5,0E-03	1,1E-03	2,7E-07	5,0E-03	0,0E+00	3,5E-07	0,2
Plomb	0 à 6 mois	n.d.	1,1E-05	4,3E-09	3,6E-03	5,3E-04	6,7E-05	1,8E-03	0,0E+00	1,4E-06	0,2
	7 mois à 4 ans	n.d.	1,1E-05	4,5E-09	3,6E-03	1,5E-03	2,5E-04	1,8E-03	0,0E+00	1,1E-06	0,5
	5 à 11 ans	n.d.	8,8E-06	3,5E-09	3,6E-03	1,0E-03	2,9E-05	1,8E-03	0,0E+00	8,0E-07	0,3
	12 à 19 ans	n.d.	5,3E-06	2,1E-09	3,6E-03	6,5E-04	9,2E-06	1,8E-03	0,0E+00	6,5E-07	0,2
	20 ans et plus	n.d.	4,5E-06	1,8E-09	3,6E-03	6,7E-04	7,8E-06	1,8E-03	0,0E+00	6,1E-07	0,2
Zinc	0 à 6 mois	1,0E-02	2,7E-05	6,7E-09	1,0E+00	6,8E-01	1,0E-04	2,5E-01	0,0E+00	3,7E-06	0,7
	7 mois à 4 ans	1,0E-02	2,8E-05	6,9E-09	1,0E+00	6,7E-01	3,9E-04	2,5E-01	0,0E+00	2,7E-06	0,7
	5 à 11 ans	1,0E-02	2,2E-05	5,4E-09	1,0E+00	4,6E-01	4,5E-05	2,5E-01	0,0E+00	2,1E-06	0,5
	12 à 19 ans	1,0E-02	1,3E-05	3,3E-09	1,0E+00	3,1E-01	1,4E-05	2,5E-01	0,0E+00	1,7E-06	0,3
	20 ans et plus	1,0E-02	1,1E-05	2,7E-09	1,0E+00	2,9E-01	1,2E-05	2,5E-01	0,0E+00	1,6E-06	0,3

Tableau 6-5 : Indices de risque calculés pour les substances à effets cancérigènes, population environnante, Promenade Samuel-De Champlain à Québec

Substances	Inhalation		Ingestion		Contact cutané		Risque additionnel de cancer [[a x b)+(c x d)+(e x f)]	
	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ a	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) b	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ c	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) d	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ e	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) f		
Benzo(a)anthracène	1,4E-02	7,1E-09	7,3E-01	8,5E-09	7,3E-01	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(a)pyrène	1,4E-01	1,0E-09	7,3E+00	7,7E-09	7,3E+00	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(b)fluoranthène	1,4E-02	1,4E-09	7,3E-01	1,3E-08	7,3E-01	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(g,h,i)pérylène	1,4E-03	8,5E-10	7,3E-02	7,3E-09	7,3E-02	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(j)fluoranthène	1,4E-02	6,5E-09	7,3E-01	1,3E-08	7,3E-01	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(k)fluoranthène	1,4E-02	9,5E-10	7,3E-01	1,3E-08	7,3E-01	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Chrysène	1,4E-03	1,4E-09	7,3E-02	8,8E-09	7,3E-02	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,4E-02	1,4E-09	7,3E-01	7,0E-09	7,3E-01	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Phénanthrène	1,4E-04	4,4E-06	7,3E-03	1,0E-08	7,3E-03	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzène	2,1E-02	1,9E-05	4,2E-02	6,9E-08	4,2E-02	0,0E+00	0,4	< 1 / 1000000
Dichloro-1,4 benzène	4,0E-02	4,2E-07	4,0E-02	8,7E-09	4,0E-02	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Arsenic	1,5E+01	5,4E-10	1,5E+00	3,6E-07	1,5E+00	0,0E+00	0,5	< 1 / 1000000
Cadmium	6,3E+00	5,7E-11	n.d.	3,8E-08	n.d.	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Plomb	4,2E-02	4,0E-09	8,5E-03	2,6E-06	1,7E-02	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000

6.4.2.3 Substances à effets cancérigènes

Population utilisatrice

L'exposition de la population utilisatrice présente risque additionnel de cancer dépassant un cas sur un million dans l'état actuel du site (sols à nu) pour l'arsenic (1/436 833) (tableau 6-6). Le risque est attribuable essentiellement à l'ingestion de sol.

6.4.3 Conclusions de l'évaluation de risques pour l'état actuel du terrain

Les résultats de l'évaluation des risques toxicologiques indiquent que la qualité actuelle des sols conduit à un risque de cancer supérieur à celui jugé négligeable par le MSSS. Ce risque est principalement attribuable à l'arsenic. Aucun risque d'effet chronique autre que le cancer ne serait à prévoir pour les gens qui résideraient 70 ans sur le site sans mesure d'atténuation.

6.5 Évaluation des éléments d'incertitude

L'évaluation des éléments d'incertitude associés au calcul du risque doit considérer plusieurs prémisses de base liées notamment aux niveaux de précision de l'analyse, aux scénarios d'exposition considérés, à la variabilité ou à la précision des données utilisées (ex. : paramètres d'exposition, coefficient de cancérogénicité) et aux limites des modèles mathématiques retenus.

6.5.1 Paramètres d'exposition

Il importe de préciser en premier lieu que la présente évaluation du risque est basée sur des hypothèses jugées conservatrices mais réalistes. Ainsi, plusieurs paramètres ont été définis en considérant le pire cas, tant en ce qui concerne la fréquence et la durée d'exposition qu'en ce qui a trait aux concentrations dans le sol retenues pour les calculs.

6.5.1.1 Concentrations initiales dans le sol

Les scénarios retenus pour estimer le risque découlant de l'état actuel du site supposent que les différents groupes cibles sont exposés à une concentration de contaminants dans le sol correspondant à la LSIC95% sur la moyenne des mesures réalisées à toutes les profondeurs. Ce choix entraîne une surestimation des concentrations et des doses d'exposition variant de 17 à 132 % dans le cas des composés de HAP, de 96 à 132 % dans le cas des composés de HAM et de 5 à 30 % dans le cas des substances inorganiques par rapport à l'utilisation de la teneur moyenne dans le sol (tableau 4-1).

Tableau 6-6 : Indices de risque calculés pour les substances à effets cancérigènes, population utilisatrice, Promenade Samuel-De Champlain à Québec

Substances	Inhalation		Ingestion		Contact cutané		Risque additionnel de cancer [(a x b)+(c x d)+(e x f)]	
	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ a	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) b	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ c	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) d	Coefficient de cancérogénicité (mg/kg/jr) ⁻¹ e	Dose moyenne à vie (mg/kg/jr) f		
Benzo(a)anthracène	1,4E-02	1,2E-09	7,3E-01	3,2E-08	7,3E-01	3,1E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(a)pyrène	1,4E-01	1,7E-10	7,3E+00	2,9E-08	7,3E+00	2,8E-08	0,4	< 1 / 1000000
Benzo(b)fluoranthène	1,4E-02	2,3E-10	7,3E-01	5,0E-08	7,3E-01	4,8E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(g,h,i)pérylène	1,4E-03	1,4E-10	7,3E-02	2,7E-08	7,3E-02	2,4E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(j)fluoranthène	1,4E-02	1,1E-09	7,3E-01	5,0E-08	7,3E-01	1,2E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzo(k)fluoranthène	1,4E-02	1,6E-10	7,3E-01	5,0E-08	7,3E-01	4,8E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Chrysène	1,4E-03	2,3E-10	7,3E-02	3,3E-08	7,3E-02	3,2E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1,4E-02	2,3E-10	7,3E-01	2,6E-08	7,3E-01	2,5E-08	< 0,1	< 1 / 1000000
Phénanthrène	1,4E-04	7,4E-07	7,3E-03	3,8E-08	7,3E-03	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Benzène	2,1E-02	3,2E-06	4,2E-02	2,5E-07	4,2E-02	1,0E-07	< 0,1	< 1 / 1000000
Dichloro-1,4 benzène	4,0E-02	7,0E-08	4,0E-02	3,2E-08	4,0E-02	0,0E+00	< 0,1	< 1 / 1000000
Arsenic	1,5E+01	1,2E-10	1,5E+00	1,3E-06	1,5E+00	2,1E-07	2,3	1 / 436833
Cadmium	6,3E+00	1,3E-11	n.d.	1,4E-07	n.d.	6,8E-09	< 0,1	< 1 / 1000000
Plomb	4,2E-02	9,1E-10	8,5E-03	9,7E-06	1,7E-02	2,8E-07	< 0,1	< 1 / 1000000

6.5.1.2 Taux d'ingestion de sol

Plusieurs organismes canadiens (CCME, 1996; MSSS, 2002; Santé Canada, 1994) et américains (US EPA, 1997) ont proposé des taux d'ingestion de sol en fonction de groupes cibles distincts en se basant sur différentes études qui utilisaient notamment des indicateurs chimiques ou des traceurs (ex. : Al, Ti, Si). Ces auteurs ont estimé des quantités de sol ingéré par les enfants et les adultes en considérant, d'un côté, la quantité de traceurs présents dans la nourriture, les produits de consommation, les sols et les poussières intérieures de l'environnement de ces individus et, de l'autre, les quantités mesurées dans les fèces.

En se basant sur les valeurs recommandées par ces organismes pour les enfants et les adultes, des quantités de sol ingéré sont proposées par le MSSS (2002). Ces valeurs ont été utilisées pour les besoins de l'étude. Dans l'ensemble, ces valeurs représentent un intermédiaire entre les quantités suggérées par les différents organismes. Par ailleurs, toutes les études portant sur ce sujet montrent une grande variabilité pouvant atteindre un facteur de cinq selon le groupe d'âge considéré et le paramètre statistique utilisé (ex. : moyenne par rapport à la médiane).

6.5.2 Doses associées au bruit de fond

Dans le cas des données associées au milieu naturel (bruit de fond), les concentrations des substances d'intérêt dans les différents médias environnementaux et d'exposition (ex. : air, eau, aliments) ont été tirées essentiellement de la littérature. Il faut noter que les concentrations dans un média donné sont très variables suivant la source d'information. Par exemple, en milieu urbain, la concentration moyenne de benzo(a)pyrène peut atteindre 0,38 mg/kg (Wild et Jones, 1995), soit près de la moitié de la valeur limite définie à l'annexe I du RPRT fixée à 1 mg/kg. En milieu rural, les concentrations peuvent aussi varier de 0,009 à 0,016 mg/kg pour cette substance (Jones, 1989).

Étant donné la grande variabilité des valeurs du bruit de fond et l'absence de données spécifiques à la population locale, il faut admettre que le risque estimé pour les effets chroniques non cancérogènes est empreint d'une grande incertitude qui génère dans certains cas un potentiel de risque, indépendamment de la source de contamination en cause (ex. : les sols du site à l'étude).

Par ailleurs, soulignons que la validation des critères de la *Politique* du MDDEP par l'INSPQ (2005) a montré que les risques associés à l'exposition par ingestion de HAP cancérogènes excèdent de près de 87 fois le seuil de risque acceptable d'un cas sur un million pour une exposition associée au bruit de fond (1 / 11 000).

Il faut ajouter enfin qu'il existe également d'autres sources d'exposition qui n'ont pas été incluses dans le calcul du risque et qui peuvent contribuer significativement au risque associé au bruit de fond. Au nombre de ces sources, la consommation de tabac compte parmi les facteurs de risque les plus importants et peut masquer tout effet ou risque potentiel découlant de l'exposition aux substances présentes sur un terrain contaminé.

6.5.3 Estimateurs de risque

Dans le cas des coefficients de cancérogénicité, les valeurs utilisées pour les différentes substances d'intérêt sont également empreintes d'incertitude en raison des hypothèses formulées quant aux mécanismes de cancérogenèse, aux extrapolations à faibles doses issues de modèles mathématiques et aux facteurs d'équivalence toxique utilisés (ex. : HAP). Les coefficients retenus dans le cadre de la présente étude présentent donc, à cet égard, un caractère conservateur.

Les doses de référence utilisées proviennent généralement d'une banque de données reconnue. Toutefois, il existe également un niveau élevé d'incertitude en raison des différents facteurs d'incertitude utilisés qui peuvent atteindre dans certains cas une valeur de plus de 3 000 par rapport au NOAEL ou au LOAEL.

Par ailleurs, l'absence d'estimateurs de risque pour le contact cutané peut biaiser dans une certaine mesure le calcul du risque multivoie. Bien que cette lacune puisse être compensée par le calcul d'une dose interne multivoie (inhalation, ingestion, contact cutané), en utilisant les fractions d'absorption spécifique, les substances montrant les plus fortes concentrations dans le sol du site à l'étude (ex. : métaux) sont peu ou pas liposolubles; elles ne sont donc pas absorbées facilement par la peau. Par conséquent, cette voie d'exposition peut être considérée comme négligeable par rapport aux voies orale ou respiratoire.

Quoiqu'il en soit, le conservatisme des estimateurs de risque utilisés pour les voies orale et respiratoire permet d'obtenir une évaluation adéquate et sécuritaire du potentiel de risque associé à la contamination des sols en place dans un contexte d'évaluation de 1^{er} niveau.

6.6 Évaluation et gestion du risque toxicologique

6.6.1 Notions de risques acceptables

Un des facteurs clés relatifs à l'identification ou non d'un potentiel de risque est le seuil de risque considéré comme acceptable. Dans le cas des effets cancérogènes, le risque acceptable peut être défini comme étant un risque dont la probabilité de survenance ou les conséquences sont si faibles qu'un individu, un groupe ou une société consent à prendre ce risque (PCC, 1997; Timmermann, 1989). Plusieurs auteurs ont fait ressortir que la valeur de risque acceptable varie d'une agence gouvernementale à l'autre (Kocher et Hoffman, 1991, 1996; Travis, C., *et al*, 1987). Toutefois, les valeurs les plus véhiculées varient d'un cas additionnel de cancer pour dix mille personnes exposées (1×10^{-4}) à un million de personnes exposées (1×10^{-6}). Actuellement, le niveau de risque acceptable a été établi à 1×10^{-6} (un cas sur un million) par le MSSS (2002) et à 1×10^{-5} (un cas sur cent mille) par Santé Canada (2004).

Dans le cas des effets chroniques non cancérogènes, le seuil d'acceptabilité n'est pas basé sur une probabilité mais plutôt sur le dépassement de l'unité de l'indice de risque, calculé suivant le rapport de la dose d'exposition estimée pour une voie donnée dans la population étudiée sur la dose de référence définie pour cette voie. L'utilisation de ce ratio a fait l'objet d'un débat beaucoup moins important que celui du risque associé aux effets cancérogènes (Kocher et Hoffman, 1996). Suivant la

procédure actuelle, les doses de référence sont généralement basées sur des données animales auxquelles on applique différents facteurs d'incertitude ou de sécurité pouvant atteindre jusqu'à 10 000. Par conséquent, ces doses de référence se situent bien en deçà de la limite pouvant entraîner des effets chez l'humain, et il n'est pas absolument certain que le dépassement de cette dose causerait à coup sûr des effets délétères pour la santé.

Par ailleurs, exception faite du MSSS (2002), l'estimation de la dose attribuable au bruit de fond n'est généralement pas intégrée directement au calcul du risque pour les substances à effets non cancérogènes. Cette approche fait toutefois l'objet de discussion dans la communauté scientifique (Smith, et al., 1996). De fait, aucun organisme gouvernemental canadien, américain ou européen n'utilise cette méthode à l'intérieur d'une réglementation ou d'une directive dans le cadre d'une évaluation du risque pour la santé humaine. Pour leur part, Santé Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario utilisent la valeur de 0,2 comme seuil d'acceptabilité du risque d'effets chroniques autres que le cancer attribuable uniquement à la situation étudiée. Le calcul qu'ils font de l'exposition ne considère pas le bruit de fond.

Soulignons enfin que la gestion du risque implique essentiellement la détermination d'un seuil de risque acceptable et l'évaluation des options ou des moyens visant à réduire le risque à un niveau acceptable, tant d'un point de vue environnemental que de santé publique. Ces moyens peuvent prendre la forme d'actions directes sur la source de contamination ou d'exposition (ex. : excavation, confinement), ou de mesures indirectes sur le devenir environnemental de la contamination (ex. : restriction d'usage ou d'accès). Dans tous les cas, les risques estimés permettent d'évaluer sur une base relative ces différentes options.

6.6.2 Évaluation du risque pour l'état actuel du site

En considérant l'état actuel du site sans tenir compte de la présence des infrastructures en place qui recouvrent le sol, aucune substance ne présente un indice de risque d'effets non cancérogènes supérieur à l'unité pour tous les groupes cibles (tableaux 6-3 et 6-4). Il est toutefois important de mentionner qu'il existe un risque attribuable à l'exposition quotidienne de la population aux contaminants présents dans l'environnement (bruit de fond), et non au site comme tel. En effet, le risque est non significatif lorsque l'on considère uniquement l'exposition des deux populations cibles aux substances présentes dans les sols du site.

En ce qui concerne les effets cancérogènes, toujours en considérant les mêmes groupes cibles et l'état actuel du site sans tenir compte de la présence des infrastructures en place qui recouvrent le sol, l'exposition de la population environnante aux substances présentes dans les sols du site ne présente pas de risque additionnel de cancer supérieur à un cas sur un million ($1/10^6$) (tableau 6-5).

Par contre, l'exposition de la population utilisatrice présente un risque additionnel de cancer supérieur au seuil jugé acceptable par le MSSS pour l'arsenic, attribuable notamment à l'ingestion de sol (tableau 6-6). Notons toutefois que ce risque est inférieur aux seuils d'acceptabilité adoptés par plusieurs instances provinciales, nationales et internationales. Ainsi, Santé Canada (2004) a établi que le risque de cancer entre 1 sur 100 000 et 1 sur 1 000 000 est essentiellement négligeable, tandis que les provinces de l'Atlantique ont adopté un seuil d'acceptabilité de 1 sur 100 000 pour la mise en application de l'approche commune d'évaluation du risque des terrains contaminés (méthode *Risk Based Corrective Action*).

De plus, précisons que l'étude de l'INSPQ (2005) a montré que les risques associés à la seule exposition par ingestion d'arsenic étaient principalement attribuables à l'exposition bruit de fond. Par ailleurs, cet organisme considère que l'arsenic ne présenterait pas, à l'heure actuelle, un problème de santé publique pour les Québécois en général.

7 ÉVALUATION DES IMPACTS SUR L'EAU SOUTERRAINE

7.1 Contamination de l'eau souterraine

Les travaux de caractérisation effectués par GENIVAR (2010b et 2010c) ont permis d'identifier des concentrations en Mn dans l'eau souterraine excédant le critère de résurgence de l'eau souterraine dans l'eau de surface ou infiltration dans les égouts (RESIE) pour le secteur à l'étude. Des études antérieures avaient déjà identifiées la présence d'hydrocarbures pétroliers en excès des critères RESIE dans certains puits, mais cette problématique n'a pas été retrouvée dans les études plus récentes.

7.2 Activités responsables de la contamination

La présence d'hydrocarbures pétroliers dans l'eau est directement liée aux activités industrielles (Parcs à réservoirs pétroliers) ayant eu lieu entre 1940 et 1995. Il semble que l'arrêt des activités industrielles ainsi que les travaux de réhabilitation des sols ont eu pour effet d'enrayer la problématique de contamination aux hydrocarbures dans l'eau puisque tous les échantillons d'eau souterraine prélevés en 2010 étaient exempts de contamination.

7.3 Origine de la contamination

Le manganèse est présent naturellement dans les sols du secteur en concentration excédant les critères établis dans la Politique. Les concentrations en Mn retrouvées dans l'eau sont associées à cette teneur naturelle dans les sols et non d'origine anthropique.

7.4 Impacts de la contamination

7.4.1 Classification de l'aquifère

Afin de déterminer la présence d'un impact réel ou appréhendé, il est nécessaire dans un premier temps de classer l'aquifère. Selon le « Système de classification des eaux souterraines » du MDDEP (MDDEP, 1999), la nappe d'eau souterraine présente dans les sols de remblais et les sols naturels serait de classe II, soit une eau souterraine qui constitue une source potentielle d'alimentation en eau de par sa transmissivité supérieure à 1 m²/jr.

Par contre, l'aquifère identifié sur le site n'est pas utilisé comme source d'approvisionnement en eau et ne le sera pas dans les années futures si l'on tient compte du plan d'aménagement prévu. En effet, les bâtiments du secteur sont déjà desservis par l'aqueduc et il est prévu que les nouvelles infrastructures le soient également. Dans ces conditions, GENIVAR estime que bien que l'aquifère ait la qualité d'une classe II, il ne constitue pas une source d'approvisionnement en eau et son usage actuel est présenté comme un usage naturel, soit la résurgence dans les *eaux de surface*.

Considérant que l'eau souterraine dans le secteur à l'étude ne constitue pas une source d'approvisionnement en eau et qu'un lien hydraulique existe entre les eaux souterraines et les eaux de surface, les résultats d'analyses chimiques doivent être comparés aux critères de résurgence de l'eau souterraine dans l'eau de surface ou infiltration dans les égouts (RESIE) proposés par le MDDEP. Les critères de qualité RESIE sont tirés du document « [Critères de qualité de l'eau de surface au Québec](#) » (MDDEP, 2009) élaboré par la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEP. La valeur retenue pour chaque paramètre correspond à la plus basse des quatre valeurs suivantes :

- 1 X CVAA
(CVAA : Critère de vie aquatique, aiguë);
- 100 X CVAC
(CVAC : Critère de vie aquatique, chronique);
- 100 X CPCO
(CPCO : Critère de prévention de la contamination des organismes aquatiques);
- 100 X CFP
(CFP : Critère de faune terrestre piscivore).

Le MDDEP a établi, pour les eaux souterraines, des seuils d'alerte qui correspondent à une concentration à partir de laquelle il y a lieu d'appréhender une perte de la ressource. Pour une zone aquifère de « Classe II », le MDDEP impose un seuil d'alerte égal à 50 % de la valeur des critères de qualité lorsqu'un cours d'eau se situe à moins de 1 km du site à l'étude. Le site à l'étude se situant en bordure du fleuve St-Laurent, le seuil d'alerte de 50 % doit donc être appliqué. Dans le contexte de l'étude, les critères pour les métaux doivent être réajustés selon la dureté du milieu récepteur, c.-à-d. le fleuve Saint-Laurent. La dureté mesurée à cet endroit est de 100 mg/L et est représentative du milieu récepteur (INRS-EAU, 1990). La liste des critères applicables pour le secteur est présentée au tableau 7-1.

Tableau 7-1 : Liste des critères d'eau souterraine applicables

	Politique MDDEP ¹				
	RESIE ²	Seuil d'alerte		RESIE ²	Seuil d'alerte
Métaux [ug/L]					
Aluminium	750	375	Fer	-	-
Antimoine	1 100	-	Magnésium	-	-
Argent	2,03	1,015	Manganèse	4163,4	2081,7
Arsenic	340	170	Molybdène	1000	500
Baryum	1 249	624,5	Nickel	469,2	234,6
Béryllium	21,5	10,75	Plomb	81,6	40,8

Tableau 7-1 : Liste des critères applicables (suite)

	Politique MDDEP ¹				
	RESIE ²	Seuil d'alerte		RESIE ²	Seuil d'alerte
Métaux [ug/L] (suite)					
Bore	28 000	14 000	Potassium	-	-
Cadmium	2,01	1,005	Sélénium	62	31
Calcium	-	-	Sodium	-	-
Chrome	-	-	Thallium	47	23.5
Cobalt	370	185	Uranium	320	160
Cuivre	14	7	Vanadium	110	-
Étain	-	-	Zinc	119,8	59,9
Hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (µg/L)					
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ -C ₅₀	3500	-			
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (µg/L)					
Acénaphène	67	33.5	Fluoranthène	2,3	1,15
Anthracène	11 000 000	5 500 000	Fluorène	1 400 000	700 000
Benzo (a) anthracène	4,9	2,45	Indéno (1,2,3-cd) pyrène	4,9	2,45
Benzo (b+j+k) fluoranthène	4,9	2,45	Naphtalène	340	170
Benzo (a) pyrène	4,9	2,45	Phénanthrène	30	15
Chrysène	4,9	2,45	Pyrène	1 100 000	550 000
Dibenzo (a,h) anthracène	4,9	2,45			
Hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM) (µg/L)					
Benzène	590	295	Éthylbenzène	420	210
Chlorobenzène	130	65	Styrène	190	95
Dichloro-1,2 benzène	70	35	Toluène	580	290
Dichloro-1,3 benzène	15 000	7 500	Xylènes (o.m.p)	820	410
Dichloro-1,4 benzène	110	55			
1 : Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés, MDDEP, 1999.					
2 : Critère applicable pour l'eau de résurgence dans les égouts et d'infiltration dans les eaux de surface.					

7.4.2 Impacts réels ou appréhendés

Les milieux récepteurs sur lesquels un impact est possible correspondent aux eaux de surface du Fleuve St-Laurent. La caractérisation environnementale réalisée par GENIVAR en 2010 a permis d'obtenir un portrait global de la qualité de l'eau souterraine sur le site.

Tel que mentionné précédemment, tous les échantillons d'eau souterraine soumis à l'analyse ont montré des concentrations pour les HP C₁₀-C₅₀, les HAM, les HAP, et les composés phénoliques inférieures aux critères de RESIE ainsi qu'aux seuils d'alerte applicables. Par contre, deux échantillons présentaient des concentrations excédant le seuil d'alerte pour le manganèse, dont un excède le critère RESIE.

Selon la Politique du MDDEP, « un impact réel est défini comme une situation effective au lieu d'impact alors qu'un impact appréhendé est défini comme un impact prévisible, considérant la nature dynamique de la contamination des eaux souterraines ». Selon cette définition, les concentrations mesurées en Mn dans l'eau souterraine auraient un impact non-significatif considérant que ces concentrations sont liées à une teneur naturelle en Mn présente dans les sols et qu'elles ne proviennent pas d'activités anthropiques. Le Mn a donc toujours été présent dans l'eau souterraine.

8 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

8.1 Conclusion

La présente étude visait à évaluer les risques écotoxicologique et toxicologique ainsi que les impacts sur l'eau souterraine associés aux sols contaminés présents sur le terrain de la troisième phase de la promenade Samuel-De Champlain qui vise le prolongement du lien piétonnier le long du fleuve entre le parc de la Jetée (côte de Sillery) et la marina du Club de yacht de Québec (Côte Gilmour) à Québec.

Sur la base de scénarios et d'hypothèses conservateurs, l'évaluation du risque écotoxicologique indique que les sols contaminés en manganèse présentent un potentiel de risque pour les microorganismes du sol et le merle d'Amérique. Lorsque le critère A est utilisé pour le calcul de risque, reflétant une intervention de réhabilitation (ex. : recouvrement de 1 m de sol propre), le potentiel de risque diminue de 60 %. Les concentrations en cuivre et en plomb dans les sols montrent aussi un potentiel de risque pour le merle d'Amérique. Ce risque est toutefois grandement surestimé compte tenu des hypothèses retenues quant aux conditions d'exposition et aux concentrations estimées dans la nourriture du merle.

L'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine a mis en évidence que le site, dans son état actuel, ne représente pas une source additionnelle de risques d'effets chroniques autres que le cancer pour la santé des populations environnantes et des utilisateurs. Dans tous les cas, la contribution du terrain à l'exposition totale compte pour moins de 10 % de l'indice de risque global calculé. Toutefois, pour la population utilisatrice du site, dans son état actuel, à des fins récréatives, l'arsenic montre un risque additionnel de cancer qui dépasse le seuil acceptable d'un cas sur un million ($1/10^6$) en raison de l'ingestion de sols contaminés. Les niveaux de risque calculés sont toutefois inférieurs à un cas sur 100 000, seuil accepté par de nombreux organismes provinciaux et fédéraux. Selon l'INSPQ, le risque d'excès de cancer associé à l'ingestion d'arsenic est largement attribuable au niveau du bruit de fond et cette substance ne présenterait pas, à l'heure actuelle, un problème de santé publique pour les Québécois en général.

Dans un contexte d'évaluation préliminaire (niveau 1), les résultats de l'évaluation des risques nous amènent à conclure que d'une manière générale, les sols en place présenteraient un risque théorique à l'heure actuelle pour la population utilisatrice et certains récepteurs écologiques sur la base de scénarios d'exposition conservateurs (ex. : sols à nu, exposition continue, etc.). Toutefois, le risque réel se situe probablement bien en deçà des valeurs calculées. Rappelons à cet effet que les sols contaminés ont été considérés directement, sans tenir compte des recouvrements de surface présents, ce qui contribue à augmenter considérablement l'exposition des récepteurs écologiques et humains dans certains secteurs, tout comme le risque qui en découle.

Enfin, quant à l'eau souterraine, lors de la caractérisation de 2010, seulement deux échantillons ont montré une contamination en manganèse dont les concentrations excédaient le seuil d'alerte, dont un excédant également le critère de résurgence dans les eaux de surface ou infiltration dans les égouts (RESIE). Les résultats pour

tous les autres composés organiques et inorganiques analysés sont inférieurs aux critères de RESIE ainsi qu'aux seuils d'alerte. Les concentrations mesurées en manganèse dans l'eau souterraine n'auraient pas d'impact significatif considérant que ces concentrations sont liées à une teneur naturelle présente dans les sols et qu'elles ne proviennent pas d'activités anthropiques.

8.2 Recommandations

Il est important de rappeler que l'évaluation des risques écotoxicologique et toxicologique a été réalisée sur la base d'une analyse de niveau 1 prenant en compte des scénarios et hypothèses suivant une approche du pire cas réaliste (conservateur). Sur la base des résultats de l'évaluation préliminaire du risque obtenus, l'équipe de gestion à opter pour la mise en place de mesures de gestion de risque plutôt que de réaliser une évaluation de 2^e niveau (détaillée) permettant d'obtenir une évaluation plus réaliste du risque. Rappelons que les mesures de gestion ont été élaborées de manière à s'assurer de réduire le risque à un niveau sécuritaire et acceptable pour les récepteurs humains et écologiques à risque. Les mesures de gestion proposées tiennent compte du fait que la réhabilitation du site vise un redéveloppement conforme aux usages prévus, soit un parc récréatif.

Les mesures de gestion du risque proposées sont les suivantes :

- Recouvrir d'un minimum de 30 cm de matériaux sains (ex. : pierre concassée compactée), toutes les surfaces à nu comportant un remblai contaminé sous-jacent. L'utilisation de ce type de matériau inerte non contaminé vise à agir en tant que barrière physique entre les sols contaminés et le milieu ambiant et limiter les échanges entre les sols contaminés et l'air. En effet, contrairement au sol, ces matériaux de recouvrement assurent uniquement une fonction physique et non une fonction biologique. En d'autres termes, ces matériaux ne peuvent et ne doivent pas être considérés comme un sol; leur but n'étant pas d'assurer la viabilité de la faune ou de la flore terrestre, ni son utilisation par les récepteurs écologiques terrestres (ex. : mammifères, oiseaux).
- Recouvrir d'un géotextile et par 30 cm de sol propre (critère générique A de la *Politique* du MDDEP) tous les secteurs comportant un remblai contaminé qui peuvent faire l'objet d'un aménagement paysager et/ou comportant des espaces verts. Considérant que l'ingestion de sol par les récepteurs terrestres (ex. : merle d'Amérique) et humains est la voie principale d'exposition et de risque, ce recouvrement minimal permettra de réduire le risque à un niveau acceptable sur la base des résultats de l'évaluation des risques de type préliminaire conservatrice (niveau 1).
- Enrobée d'au moins 30 cm de sols propres les conduites d'aqueduc, d'égouts ou autres devant être aménagées dans des sols contaminés et remplir l'excavation jusqu'à la surface finale du terrain, soit avec des sols excavés provenant du terrain d'origine et respectant l'usage, soit par des sols propres importés.
- Assurer le maintien de l'intégrité des recouvrements de matériaux sains, de bitume et/ou de sol propre par des mesures de contrôle et de suivi afin de limiter l'exposition éventuelle des récepteurs humains et écologiques aux sols contaminés présents sur le site. Par exemple, le géotextile joue le rôle d'avertisseur en cas d'altération de l'intégrité du recouvrement.

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). 2009. Toxicological Profile Information Sheet. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
- BIOGÉNIE S.R.D.C. 2001. Réhabilitation *in situ* de l'ancien terminal en vrac d'Ultramar Ltée, boulevard Champlain à Sillery, Parcelle 'O'. Rapport final présenté à Ultramar, Février 2001.
- BIOGÉNIE S.R.D.C. 2000. Réhabilitation environnementale de l'ancien terminal marin Esso #44-4110, 1325, Boulevard Champlain à Sillery. Rapport final présenté pétrolière impériale, février 2000, 114 p. et annexes.
- BIOGÉNIE S.R.D.C. 1998. Réhabilitation environnementale du terrain de l'ancien dépôt pétrolier de Shell à Sillery, Rapport Final présenté au Canadien National, septembre 1998, 24 p. et annexes.
- BIOGÉNIE S.R.D.C. 1997. Biorestauration environnementale de l'ancien dépôt pétrolier de Shell à Sillery. Rapport final présenté à Produits Shell Canada Ltée, septembre 1997, 49 p. et annexes.
- BRIGGS, G. G. *et al.* 1983. *Relationship between lipophilicity and the distribution of non-ionized chemicals in barley shoots following uptake by the roots.* Pesticide Science (14): 492-500.
- BRIGGS, G. G. *et al.* 1982. *Relationship between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley.* Pesticide Science (13): 495-504.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 2001. *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil - User Guidance.* O'Connor Associated Environmental Inc. and Meridian Environmental Inc. Winnipeg, Manitoba.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 1997. *A Framework for Ecological Risk Assessment : Technical Appendices.* Winnipeg, Manitoba.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). 1996. *A Framework for Ecological Risk Assessment : General Guidance.* Winnipeg, Manitoba.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2011. *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 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2006a. *Paramètres d'exposition chez les mammifères - Campagnol des champs. Fiche descriptive.* Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 19 p.

- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2006b. *Paramètres d'exposition chez les mammifères – Marmotte commune. Fiche descriptive*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 16 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2006c. *Paramètres d'exposition chez les mammifères - Raton laveur. Fiche descriptive*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 19 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2005a. *Paramètres d'exposition chez les oiseaux – Goéland à bec cerclé. Fiche descriptive*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 15 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2005b. *Paramètres d'exposition chez les oiseaux - Merle d'Amérique. Fiche descriptive*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 19 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2005c. *Paramètres d'exposition chez les oiseaux - Pigeon biset. Fiche descriptive*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 14 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 2000. *Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 123 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC (CEAEQ). 1998. *Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés*. Montréal, Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 113 p. et annexes.
- DDH. 1999. Échantillonnage de contrôle des sols. Anciens dépôts pétroliers de Shell (nip 50238A) et de l'Impériale (nip 50238B) à Sillery (Québec). Rapport final présenté au Canadien National, décembre 1999, 7 p. et annexes.
- DDH ENVIRONNEMENT LTÉE. 2005. Évaluation environnementale Phase 2 –NIP 250238 et 5001589, Québec (Québec). Rapport présenté au Canadien National, août 2005, 45 p. et annexes.
- DDH ENVIRONNEMENT LTÉE. 2000. Évaluation environnementale Phase 2. Ancien dépôt à Sillery (Nip 50238B). Rapport Final présenté au Canadien National, octobre 2000, 31 p. et annexes.
- ENVIRONNEMENT CANADA. 1997. *Évaluation environnementale des substances d'intérêt prioritaire conformément à la Loi canadienne sur la protection de l'environnement - Série de la Protection de l'Environnement*. Division de l'évaluation des produits chimiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux Hull, Québec.

- ENVIRONNEMENT CANADA. 1994. A Framework for Ecological Risk Assessment at Contaminated Sites in Canada : Review and Recommendations. Scientific Series No. 199. Environment Canada (EC). Ottawa, Ontario.
- GENIVAR. 2011a. Rapport d'étape de l'Étude d'impact sur l'environnement de l'Aménagement de la Promenade Samuel-de-Champlain (phase III), Tronçon situé entre la Côte de Sillery et la Côte Gilmour Rapport de GENIVAR inc. à La Commission de la Capitale Nationale, 162 p. et annexes.
- GENIVAR. 2011b. Évaluation de la teneur de fond en Manganèse - Secteur du boulevard Champlain entre la côte de Sillery et la côte Gilmour. Rapport de GENIVAR inc. à La Commission de la Capitale Nationale, 32 p. et annexes.
- GENIVAR. 2010a. Évaluation environnementale de site, phase I –Réaménagement du boulevard Champlain entre la côte de Sillery et la côte Gilmour, Promenade Samuel-De Champlain, Québec (Québec). Rapport de GENIVAR Société en commandite à la Commission de la capitale nationale du Québec, 65 p. et annexes.
- GENIVAR. 2010b. Évaluation environnementale de site, phase II – Voie ferrée – Réaménagement du boulevard Champlain entre la côte de Sillery et la côte Gilmour, Promenade Samuel-De Champlain, Québec (Québec). Rapport de GENIVAR Société en commandite à la Commission de la capitale nationale du Québec, 60 p. et annexes.
- GENIVAR. 2010c. Évaluation environnementale de site complémentaire, phase II – Réaménagement du boulevard Champlain entre le secteur de la côte de Sillery et la côte Gilmour, Promenade Samuel-De Champlain, Québec (Québec). Rapport de GENIVAR Société en commandite à la Commission de la capitale nationale du Québec, 81 p. et annexes.
- GTE. 2008. Lignes de conduite pour le traitement des dossiers de terrains contaminés ayant recours à l'analyse de risques. Groupe technique d'évaluation (GTE), Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. Avril 2008. Version préliminaire. p. 24.
- HAZARDOUS SUBSTANCES DATABASE (HSDB). 2008. *TOXNET - Databases on toxicology, hazardous chemicals, environmental health, and toxic releases*. U.S. National Library of Medicine. Site Internet : <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- HEAST. 1997. Health Effects Assessment Summary Tables. FY 1997 Update. United States Environmental Protection Agency. Office of Research and Development, Washington DC.
- INRS-EAU. 1990. Analyse statistique des données de qualité de l'eau du fleuve Saint-Laurent (1978-1988). Rapport rédigé pour Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Conservation et Protection.
- INSPQ. 2005. *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Protection de la santé humaine. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.

- JONES, K.C. 1989. Increases in the Polynuclear Aromatic Hydrocarbon Content of an Agricultural Soil over the Last Century. *Environmental Science & Technology*, 23: 95-101.
- KOCHER, D.C. AND F.O. HOFFMAN. 1991. Regulating Environmental Carcinogens : Where Do We Draw the Line? *Environmental Science & Technology*, 25(2): 1986-1989.
- KOCHER, D.C. AND F.O. HOFFMAN. 1996. Comment on An Approach for Balancing Health and Ecological Risks at Hazardous Waste Sites. *Risk Analysis*, 16: 295-297.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MEF). 1996. Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques – Préliminaire, MEF, Octobre 1996, 737 pages.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV). 1999. *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. 120 pages. Mis à jour sur le portail du MDDEP en 2002. Site Internet consulté en février 2012.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm>.
- MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX (MSSS). 2002. *Évaluation du risque toxicologique au Québec. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et l'examen de réhabilitation de terrains contaminés*. Montréal, Québec.
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, ET DES PARCS (MDDEP). 2009. *Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Loi sur la qualité de l'environnement*. Site Internet consulté en janvier 2010.
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/index.htm>.
- NRC. 1983. Risk Assessment in the Federal Government : Managing the Process. National Research Council (NRC). Washington, DC.
- ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE (OMS). 2009. Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations. <http://www.inchem.org>
- PCC. 1997. Risk Assessment and Risk Management in Regulatory Decision-making. Final Report, Volume 2. Presidential / Congressional Commission (PCC) on Risk Assessment and Risk Management. Washington. D.C.
- SAMPLE, B.E., et al. 1998. *Development and validation of bioaccumulation models for earthworms*. ES/ER/TM-220. Oak Ridge National Laboratory for U.S. Department of Energy. Oak Ridge, Tennessee.
- SAMPLE, B. E. et al. 1997. *Methods and tools for estimation of the exposure of terrestrial wildlife to contaminants*. Oak Ridge National Laboratory, Environmental Sciences Division, managed by Lockheed Martin Energy Research Corp., for the U.S. Department of Energy. Oak Ridge, Tennessee. 148 p.

- SAMPLE, B. E. & G. W. SUTER II. 1994. *Estimating exposure of terrestrial wildlife to contaminants*. Oak Ridge National Laboratory, Environmental Sciences Division, for the US Department of Energy, Office of Environmental Restoration and Waste Management. Oak Ridge, Tennessee. 48 p.
- STATISTIQUE CANADA. 2006. *Profil des communautés – Recensement de la population de 2006*. Logiciel PCensus de Statistique Canada.
- SANTÉ CANADA. 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine*. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario. 35 p.
- SANTÉ CANADA. 1994. *L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire*. Ministre des Approvisionnements et Services Canada. Ottawa, Canada, Santé Canada, 42 p.
- SMITH, A.H., et al. 1996. *Consideration of Background Exposures in the Management of Hazardous Waste Sites : a New Approach to Risk Assessment*. Society for Risk Analysis, 16: 619-625.
- TIMMERMANN. 1989. *Risks Concepts in Environmental Impact Assessment*. In: A.P. Grima, Fowle, C.D. & Munn, R.E., (Ed). Risk Perspective on Environmental Impact Assessment (Environmental Monograph 9).
- TRAVIS, C., et al. 1987. Cancer Risk Management. A Review of 132 Federal Regulatory Decisions. Environmental Science and Technology, 21(5): 415-420.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Risk Assessment Forum. Washington, DC. 114 p. et annexes.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). 1992. Framework for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-92/001. US Environmental Protection Agency - Risk Assessment Forum. Washington, DC.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). 1991. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I - Human Health Evaluation Manual. Part B - Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals*. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, D.C.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). 1989. *Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I - Human Health Evaluation Manual. Part A*. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, DC.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). 1999. *Principles for the Assessment of Risks to Human Health from Exposure to Chemicals - Environmental Health Criteria 210*. United Nations Environment Programme, International Labour Organisation. Geneva, Switzerland. 105 p.

- US EPA. 1997. Exposure Factors Handbook, Volume II - Food Ingestion Factors. EPA/600/P-95/002Fa. US Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, National Centre for Environmental Assessment. Washington DC.
- US EPA. 1997. Exposure Factors Handbook, Volume III - Activity Factors. EPA/600/P-95-002Fa. US Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment, National Center for Environmental Assessment. Washington DC.
- US EPA. 1992. Framework for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-92/001. US Environmental Protection Agency - Risk Assessment Forum. Washington, DC.
- WILD, S.R. AND K.C. JONES. 1995. Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in the United Kingdom Environment: a Preliminary Source Inventory and Budget. Environmental Pollution, 88: 91-108.
- ZAR, J. H. 2009. Biostatistical Analysis, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J. Fifth Edition.

***Annexe A :
Répertoire photographique du site de la Promenade-
Samuel de Champlain***

Annexe A : Répertoire photographique de la Promenade Samuel-De Champlain



F1 secteur de la côte de Sillery
(vue vers l'ouest)



TR1 au site de Shell
(vue vers le nord)



PO25 près de la côte de Sillery
(vue vers le nord)



F27 dans le secteur du viaduc
(vue vers le sud)



Terrains vacants en aval de l'ancien Pétro-Canada
(vue vers le sud-ouest)



Herbier exondé à l'Anse St-Michel, près du PO-10
(vue vers le nord-est)



Utilisation par la sauvagine, Anse St-Michel
(vue vers l'est)



PO29 dans le secteur de la marina
(vue vers le nord-est)



Terrains de l'ancien dépôt de Shell
(vue vers le nord)



Ancien dépôt de Esso
(vue vers le nord-est)



F8 en aval de l'ancien dépôt de Shell
(vue vers le nord)



F15 entre l'ancien dépôt de Esso et la marina
(vue vers le nord-est)

***Annexe B :
Localisation des points d'échantillonnage et
des secteurs de contamination***



Points d'échantillonnage	Résultats analytiques
● Forage GENIVAR EES voie ferrée	▨ Plage B-C, HP C ₁₀ C ₅₀
● Forage Biogénie	▨ > C, HP C ₁₀ C ₅₀
● Forage DDH	■ Manganèse > teneur de fond
● Forage GENIVAR	
◇ Puit (réf. fig 1, 2 et 3)	
◇ Puit	
■ Tranchée	
	Infrastructures
	⊠ Station de pompage
	⊠ Tunnel ferroviaire
	▭ Site à l'étude

Aménagement de la Promenade Samuel-De Champlain,
Phase III – Tronçon situé entre la
Côte de Sillery et la Côte Gilmour, Québec
Évaluation des risques

Carte 1
Localisation des points d'échantillonnage
et des secteurs de contamination

0 25 50 m
MTM, fuseau 7, NAD83

Source :
Base : Google Earth, 2009

Fichier : 091-50992-00_c1_forage_120228.mxd

Avril 2012

GENIVAR

***Annexe C :
Paramètres d'entrée utilisés pour le calcul de
l'exposition des récepteurs écologiques***

Tableau C-1 : Paramètres d'exposition chez le pigeon biset (*Columba livia*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	5,42E-01	6,10E-02	4,94E-01	6,16E-01	11,25	Normale	Dunning, 1984 (CEAEQ, 2005)	Adultes des deux sexes, Amérique du Nord
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg/jr)	3,91E-02	2,84E-03	3,68E-02	4,25E-02	7,27	Normale	Nagy, 1987 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	100 % de végétaux Équation générale pour les oiseaux
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg/jr)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Non considéré
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	3,91E-02	2,93E-03	3,68E-02	4,26E-02	7,49	Normale	Calder & Braun, 1983 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	Équation générale pour les oiseaux (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg/jr)	1,08E-03	8,02E-04	4,00E-04	2,00E-03	73,99	Normale	Beyer <i>et al.</i> , 1994	2 % de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	1,35E+01	1,25E+01	1,00E+00	2,60E+01	92,59	Normale	Johnston, 1992 (CEAEQ, 2005)	Peu territorial puisque de nature grégaire
n.a. : Non applicable. n.d. : Non disponible.								

Tableau C-2 : Paramètres d'exposition chez le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	8,10E-02	5,11E-03	6,35E-02	1,03E-01	6,31	Normale	Clench et Leberman, 1978; Wheelwright, 1986 (CEAEQ, 2005)	Moyenne annuelle, adultes des deux sexes
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg/jr)	6,86E-02	5,46E-04	5,38E-02	8,72E-02	0,80	Normale	Hazelton <i>et al.</i> , 1984; Wheelwright, 1986 (CEAEQ, 2005)	55,7 % de végétaux, moyenne de 3 saisons (min : 7 %, max : 92 %). Taux de 1,52 g/g-j.
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg/jr)	5,48E-02	5,46E-04	4,30E-02	6,97E-02	0,99	Normale	Hazelton <i>et al.</i> , 1984; Wheelwright, 1986 (CEAEQ, 2005)	44,3 % d'invertébrés (vers de terre), moyenne de 3 saisons (min : 8 %, max : 93 %) Taux de 1,52 g/g-j
Taux d'in(Tie) (L/jr)	1,10E-02	1,78E-03	9,30E-03	1,29E-02	16,25	Normale	Calder & Braun, 1983 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	Équation générale pour les oiseaux (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg/jr)	5,74E-03	1,40E-03	4,50E-03	7,30E-03	24,38	Normale	Beyer <i>et al.</i> , 1994 (US EPA, 1993)	4,7 % de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	4,20E-01	3,60E-01	1,20E-01	8,40E-01	85,71	Uniforme	Pitts, 1984 (US EPA, 1993)	Aucun
n.a. : Non applicable.								
n.d. : Non disponible.								

Tableau C-3 : Paramètres d'exposition chez le goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	5,19E-01	1,38E-01	3,75E-01	6,50E-01	26,52	Normale	Ryder, 1993 (CEAEQ, 2005)	Adultes mâles et femelles en Ontario
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg/jr)	1,53E-02	4,06E-03	1,11E-02	1,92E-02	26,52	Normale	Brousseau <i>et al.</i> , 1996; Nagy, 1987 (CEAEQ, 2005)	39,1 % d'invertébrés pour 0,076 g/g-j (Île St-Ours, Québec, Île de la couvée) chez les jeunes
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg/jr)	4,30E-03	1,14E-03	3,11E-03	5,38E-03	26,52	Normale	Brousseau <i>et al.</i> , 1996; Nagy, 1987	10,9 % de petits mammifères et oiseaux pour 0,076 g/g-j chez les jeunes (Île St-Ours, Île de la couvée)
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	3,80E-02	6,81E-03	3,06E-02	4,42E-02	n.d.	n.d.	Calder et Braun, 1983 (CEAEQ, 2005)	Équation générale pour les oiseaux (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg/jr)	3,92E-04	1,04E-04	2,84E-04	4,92E-04	26,52	Normale	Beyer <i>et al.</i> , 1994	2 % de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	3,14E+04	3,14E+04	7,85E+03	7,07E+04	100,00	Uniforme	Pierotti (US EPA, 1993)	Rayon de recherche de nourriture pour le goéland argenté, transformé en domaine vital selon l'aire d'un cercle
n.a. : Non applicable. n.d. : Non disponible.								

Tableau C-4 : Paramètres d'exposition chez le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	4,23E-02	8,25E-03	3,41E-02	5,06E-02	19,49	Normale	Brochu et al., 1988; Boonstra et Rodd, 1983 (US EPA, 1993)	Adultes des deux sexes, Québec et Ontario
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg/jr)	5,14E-03	5,68E-04	4,55E-03	5,69E-03	11,04	Normale	Nagy, 1987 (CEAEQ, 2006)	100 % de végétaux Équation générale pour les rongeurs
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg/jr)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Non considéré
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	5,75E-03	1,01E-03	4,73E-03	6,75E-03	17,56	Normale	Calder & Braun, 1983 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	Équation générale pour les mammifères (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg/jr)	1,23E-04	1,36E-05	1,09E-04	1,36E-04	11,04	Normale	Beyer et al., 1994 (CEAEQ, 2006)	2,4 % de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	4,30E-02	3,71E-02	5,83E-03	8,01E-02	86,42	Uniforme	Pugh & Ostfeld, 1998 (CEAEQ, 2006)	Polygone convexe à 95 %, par télémétrie, milieu herbacé (densités confondues)
n.a. : Non applicable. n.d. : Non disponible.								

Tableau C-5 : Paramètres d'exposition chez la marmotte commune (*Marmota monax*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	4,01E+00	4,87E-01	2,96E+00	5,50E+00	12,14	Normale	Snyder et al., 1961; Ferron et Ouellette, 1996; Concannon et al., 1997; (CEAEQ, 2006)	Moyenne de diverses masses (Québec, Pennsylvanie et New York)
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg/jr)	1,43E-01	8,05E-02	5,55E-02	2,17E-01	56,43	Normale	Fall, 1971; Young et Sims 1979; Concannon et al., 1993 (CEAEQ, 2006)	100 % de végétaux
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg/jr)	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	Non considéré
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	3,46E-01	9,81E-02	2,63E-01	4,59E-01	28,38	Normale	Calder & Braun, 1983 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	Équation générale pour les mammifères (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg/jr)	2,85E-03	1,61E-03	1,11E-03	4,33E-03	56,43	Normale	Beyer <i>et al.</i> , 1994 (CEAEQ, 2006)	2 % de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	1,01E+00	6,27E-01	1,70E-01	1,89E+00	62,02	Uniforme	Woodward, 1990; Meier, 1992 (CEAEQ, 2006)	Échangeur routier, sans différences significatives entre les sexes (Ontario et Ohio)
n.a. : Non applicable.								
n.d. : Non disponible.								

Tableau C-6 : Paramètres d'exposition chez le raton laveur (*Procyon lotor*)

Paramètres	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum	Coefficient de variation (%)	Type de distribution	Référence	Commentaire
Poids corporel (PC) (kg)	4,20E+00	3,35E-01	3,86E+00	4,54E+00	7,99	Normale	Derting, 1996 (CEAEQ, 2006)	Données sur des mâles et femelles, Kentucky, É-U.
Taux d'ingestion de nourriture #1 (Tisp1) (kg/jr)	1,97E-01	n.d.	1,82E-01	2,13E-01	n.d.	n.d.	Nagy, 1987 (US EPA, 1993); Rivest & Bergeron, 1981 (CEAEQ, 2006)	94 % de végétaux (Québec) pour une consommation de 0,05 g/g-j. À ajuster selon le milieu
Taux d'ingestion de nourriture #2 (Tisp2) (kg/jr)	1,26E-02	1,01E-03	1,16E-02	1,36E-02	7,99	n.d.	Nagy, 1987 (US EPA, 1993); Rivest & Bergeron, 1981 (CEAEQ, 2006)	6 % d'invertébrés (Québec) pour une consommation de 0,05 g/g-j. À ajuster selon le milieu
Taux d'ingestion d'eau (Tie) (L/jr)	3,60E-01	2,59E-02	3,34E-01	3,86E-01	7,19	n.d.	Calder & Braun, 1983 (Sample <i>et al.</i> , 1997)	Équation générale pour les mammifères (estimation conservatrice)
Taux d'ingestion de sol (Tis) (kg/jr)	1,97E-02	1,58E-03	1,82E-02	2,13E-02	7,99	n.d.	Beyer <i>et al.</i> , 1994 (CEAEQ, 2006)	9,4 % de la nourriture ingérée (estimation conservatrice)
Domaine vital (DV) (ha)	1,50E+02	1,10E+02	4,00E+01	2,60E+02	73,33	Uniforme	Traversy <i>et al.</i> , 1989 (CEAEQ, 2006)	Pas de différence significative entre les sexes
n.a. : Non applicable. n.d. : Non disponible.								

***Annexe D :
Concentrations des substances estimées
dans l'eau de surface, les végétaux et les
invertébrés terrestres***

Tableau D-1 : Concentrations des substances estimées dans l'eau de surface, les végétaux et les invertébrés terrestres

Substance	Catégorie de substance	Concentration dans le sol LSIC 95 % (mg/kg)	Concentration dans l'eau LSIC 95 % (mg/L)		Concentration dans les végétaux LSIC 95 % (mg/kg)		Concentration dans les invertébrés LSIC 95 % (mg/kg)		Concentration dans les petits mammifères LSIC 95 % (mg/kg)	
			Concentration	Méthode de calcul	Concentration	Méthode de calcul	Concentration	Méthode de calcul	Concentration	Méthode de calcul
Hydrocarbure aromatique monocyclique										
Dichloro-1,4 benzène	Organique	0,22	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.
Toluène	Organique	1,17	1,26	Kd ⁽¹⁾	0,13	REG ⁽³⁾	0,02	REG ⁽³⁾	0,05	REG ⁽³⁾
Xylènes	Organique	2,86	1,25	Kd ⁽¹⁾	0,12	REG ⁽³⁾	0,07	REG ⁽³⁾	0,14	REG ⁽³⁾
Hydrocarbure aromatique polycyclique										
Benzo(a)pyrène	Organique	0,20	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾
Naphtalène	Organique	0,13	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾
Fluorène	Organique	0,14	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾	< 0,01	REG ⁽³⁾
Métaux et métalloïdes										
Arsenic	Inorganique	9,31	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	0,10	REG ⁽³⁾	0,19	REG ⁽³⁾	0,02	REG ⁽³⁾
Baryum	Inorganique	218,98	0,06	Kd ⁽¹⁾	21,94	FB ⁽²⁾	5,61	FB ⁽²⁾	8,10	FB ⁽²⁾
Cadmium	Inorganique	0,98	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	0,13	REG ⁽³⁾	1,31	REG ⁽³⁾	0,21	REG ⁽³⁾
Cobalt	Inorganique	16,88	0,38	Kd ⁽¹⁾	0,09	FB ⁽²⁾	0,79	FB ⁽²⁾	0,15	FB ⁽²⁾
Cuivre	Inorganique	43,49	0,01	Kd ⁽¹⁾	1,81	REG ⁽³⁾	2,31	REG ⁽³⁾	4,38	REG ⁽³⁾
Étain	Inorganique	5,77	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.	n.a.	n.d.
Manganèse	Inorganique	1 883,10	2,51	Kd ⁽¹⁾	92,54	FB ⁽²⁾	12,20	FB ⁽²⁾	36,48	FB ⁽²⁾
Molybdène	Inorganique	2,34	0,07	Kd ⁽¹⁾	n.a.	n.d.	0,78	FB ⁽²⁾	n.a.	n.d.
Plomb	Inorganique	68,52	< 0,01	Kd ⁽¹⁾	0,60	REG ⁽³⁾	3,90	REG ⁽³⁾	2,31	REG ⁽³⁾
Zinc	Inorganique	106,28	0,01	Kd ⁽¹⁾	13,52	REG ⁽³⁾	63,24	REG ⁽³⁾	40,73	REG ⁽³⁾
n.a. : Non applicable. n.d. : Non déterminé. (1) Kd : Coefficient de partage sol - eau (Kd). (2) FB : Facteur de bioconcentration. (3) REG : Régression linéaire.										

Sources : Briggs *et al.*, 1982; Briggs *et al.*, 1983; Sample *et al.*, 1997; Sample *et al.*, 1998.

***Annexe E :
Doses d'expositions calculées pour les
récepteurs écologiques***

Tableau E-1 : Doses d'exposition calculées pour les récepteurs écologiques

Substance	Faune terrestre						Avifaune					
	Campagnol des champs		Marmotte commune		Raton laveur		Pigeon biset		Merle d'Amérique		Goéland à bec cerclé	
	Avant ⁽¹⁾ LSIC95%	Après ⁽²⁾ Critère A	Avant ⁽¹⁾ LSIC95%	Après ⁽²⁾ Critère A	Avant ⁽¹⁾ LSIC95%	Après ⁽²⁾ Critère A	Avant ⁽¹⁾ LSIC95%	Après ⁽²⁾ Critère A	Avant ⁽¹⁾ LSIC95%	Après ⁽²⁾ Critère A	Avant ⁽¹⁾ LSIC95%	Après ⁽²⁾ Critère A
Hydrocarbures aromatiques monocycliques												
Dichloro-1,4 benzène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Toluène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0,02	< 0,01	0,38	0,06	< 0,01	< 0,01.
Xylènes	0,18	0,01	0,07	< 0,01	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Hydrocarbures aromatiques polycycliques												
Benzo(a)pyrène	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluorène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Naphtalène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Métaux et métalloïdes												
Arsenic	0,04	0,03	0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,03	0,02	0,87	0,58	< 0,01	< 0,01
Baryum	3,31	3,03	0,94	0,86	0,28	0,26	2,02	1,84	37,89	34,60	< 0,01	< 0,01
Cadmium	0,02	0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,02	1,07	1,48	< 0,01	< 0,01
Cobalt	0,11	0,10	0,04	0,03	0,01	0,01	0,04	0,04	1,85	1,65	< 0,01	< 0,01
Cuivre	0,35	0,33	0,10	0,09	0,04	0,04	0,22	0,21	6,18	5,85	< 0,01	< 0,01
Étain	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Manganèse	17,07	6,98	4,76	1,95	1,80	0,74	10,44	4,27	220,35	91,21	< 0,01	< 0,01
Molybdène	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Plomb	0,27	0,21	0,07	0,05	0,05	0,04	0,18	0,14	8,00	6,01	< 0,01	< 0,01
Zinc	1,95	2,00	0,56	0,57	0,18	0,18	1,19	1,21	61,78	62,75	< 0,01	< 0,01
n.d. : Non déterminé. (1) Situation actuelle sur la zone d'étude. (2) Après aménagement (ex. : recouvrement de 1 m de sol propre).												

***Annexe F :
Modèles utilisés pour le calcul des
concentrations multimédias
(volet santé humaine)***

Annexe F : Calcul des concentrations des contaminants dans l'air

L'annexe présente la méthode utilisée dans le présent rapport pour l'estimation des concentrations des substances d'intérêt dans l'air ambiant.

1.1 Processus n°1 : volatilisation

La volatilisation est un phénomène important pour les substances ayant une pression de vapeur et une constante de Henry relativement élevée [1]. Dans le contexte de la présente étude, le taux de volatilisation des métaux n'a pas été évalué puisque ces composés présentent une très faible pression de vapeur ($< 5,65 \times 10^{-7}$ Pa). En revanche, le taux de volatilisation des substances organiques, soit les HAP et HAM, a été évalué.

Afin d'estimer les taux de volatilisation ou d'émission de contaminants dans l'air ambiant à partir de différentes couches de sol, le modèle proposé par Jury *et al.* [2-4] a été utilisé. Les équations supportant ce modèle ont fait l'objet d'un processus de validation exhaustif pour différentes conditions limites d'application. L'annexe C du document *Soil Screening Guidance : Technical Background* [5] ainsi qu'un autre document de validation [6] présente l'essentiel de ce processus. De plus, les équations initiales proposées dans les études de Jury ont été adaptées par plusieurs auteurs [7-10] pour des situations particulières (ex. : lieux d'enfouissement sanitaire, infiltration dans les bâtiments, etc.).

Ce modèle permet d'estimer le taux de volatilisation de composés provenant d'une contamination uniforme dans le sol en fonction du temps, de la profondeur et de l'épaisseur de la contamination. Il permet également, pour des conditions limites d'application (ex. : sans sol propre en surface), d'estimer un taux d'émission pour une contamination en surface. Le modèle assume une distribution linéaire, à l'équilibre, du contaminant dans le sol entre la phase vapeur, liquide et particulaire (contaminant adsorbé). Les paramètres suivants sont calculés à l'aide des équations proposées par Jury *et al.* [2-4] et servent ensuite à estimer le taux d'émission du contaminant :

- Coefficient de diffusion de la phase dissoute du contaminant dans l'air et dans l'eau du sol ;
- Coefficient de diffusion de la phase dissoute du contaminant dans l'air et dans l'eau de la couche d'interface sol-air. Ce paramètre n'est cependant pas pris en compte pour des conditions limites d'application [6] ;
- Vitesse effective de la phase dissoute du contaminant dans l'eau du sol. Cette variable permet de tenir compte des phénomènes de lessivage ou d'évaporation. Par souci de conservatisme, un taux moyen d'évaporation a été pris en compte à raison de 0,25 cm/jour [3]. Le processus associé à la lixiviation des sols n'a pas été considéré.

Le temps écoulé depuis la contamination est intégré au niveau du calcul de plusieurs paramètres définis dans les équations de Jury *et al.* Premièrement, il permet d'évaluer la concentration résiduelle du contaminant selon une réaction de dégradation du premier ordre. Deuxièmement, il est considéré dans l'évaluation de la diffusion des différentes phases du contaminant dans le sol.

Ainsi, le modèle prédit que le taux de volatilisation est à son maximum peu après la contamination (environ 20 jours) et diminue par la suite pour se stabiliser après plusieurs jours (> 365 jours).

Pour fins de calcul, le temps de dégradation des substances impliquées dans la présente étude a été considéré. Par souci de conservatisme, le temps écoulé entre le moment où la contamination est présente sur le site et aujourd'hui a été fixé à 365 jours (la dernière caractérisation effectuée sur le site à l'étude date de 2010).

Les taux de volatilisation ont été considérés pour les couches suivantes :

- Interface sol - air du terrain : cette couche, d'une épaisseur de 0,5 cm (hypothèse habituelle) ou selon les caractéristiques intrinsèques du site à l'étude, est rattachée aux propriétés spécifiques de la rhizosphère. Pour cette couche, un processus de volatilisation du sol de surface vers l'air a été considéré. Les concentrations utilisées correspondent à la LSIC95% sur la moyenne des concentrations de contaminants mesurées dans le sol de l'ensemble du terrain, toutes profondeurs confondues.
- Rhizosphère du terrain : cette couche, d'une épaisseur de 1 m (hypothèse habituelle) ou selon les caractéristiques intrinsèques du site à l'étude, est rattachée aux propriétés spécifiques de la rhizosphère. Pour cette couche, un processus de volatilisation d'une contamination située à moins de 1 m a été considéré. Le processus de volatilisation prend place majoritairement au travers de la rhizosphère. Les concentrations considérées correspondent à la LSIC95% sur la moyenne des concentrations en contaminants mesurées dans le sol de l'ensemble du terrain, toutes profondeurs confondues.
- Sol profond - zone vadose du terrain (non saturé) : cette couche, d'une épaisseur variable selon les caractéristiques intrinsèques du site à l'étude, est rattachée aux propriétés spécifiques de la zone vadose. Pour cette couche, un processus de volatilisation d'une contamination située en profondeur a été considéré. Le processus de volatilisation prend place majoritairement au travers de la zone vadose. Les concentrations utilisées correspondent à la LSIC95% sur la moyenne des concentrations mesurées dans le sol de l'ensemble du terrain, toutes profondeurs confondues.

1.2 Processus n°2 : érosion éolienne

Les taux d'émission de contaminants reliés à la suspension par érosion éolienne de matières particulaires respirables (PM_{10}) ont été estimés à partir des équations présentées dans le document intitulé *Rapid Assessment of Exposure to Particulate Emissions from Surface Contamination Site* de l'U.S. EPA [11]. Les processus physiques impliqués dans ces équations sont reliés à la nature même du sol (ex. : granulométrie, facteur de rugosité, couverture végétale) ainsi qu'à la friction du vent sur le sol.

Les paramètres suivants sont calculés à l'aide des équations proposées par l'U.S. EPA et servent ensuite à estimer le taux d'émission du contaminant ;

- Diamètre moyen des particules : ce paramètre permet d'évaluer la facilité avec laquelle les particules sur le site peuvent être mises en suspension ;
- Facteur de correction pour tenir compte des parties non érodables : puisque les matériaux de surface ne sont pas homogènes, ce facteur, sous forme d'équation polynomiale, permet

de tenir compte de la proportion du site qui est composé de matériaux pouvant être difficilement mis en suspension ;

- Vitesse critique de friction : ce paramètre correspond à la vitesse à partir de laquelle les particules présentes sur le sol sont mises en suspension ;
- Vitesse limite du vent à 7 mètres : ce paramètre permet de tenir compte de la distribution verticale du vent sur le site à l'étude.

1.3 Processus n°3 : dispersion atmosphérique

Afin d'évaluer les concentrations ambiantes à laquelle la population environnante est exposée résultant de la volatilisation et de l'érosion éolienne de contaminants provenant du site, une modélisation de la concentration dans l'air au-dessus du site a été réalisée à l'aide d'un modèle de type uni-compartiment ou *box-model* nécessitant comme données d'entrée :

- Le taux d'émission ;
- La superficie du site ;
- La vitesse du vent.

Annexe F : Calcul des concentrations des contaminants dans l'air

Tableau F-1 : Calculs des concentrations des contaminants dans l'air

Substances	Air				
	Taux		Concentration		
	Érosion éolienne (g/s-m ²)	Volatilisation (g/s-m ²)	Forme particulaire (mg/m ³)	Forme de poussières (mg/m ³)	Forme gazeuse (mg/m ³)
Acénaphène	7.94E-15	1.92E-10	1.40E-10	1.40E-10	3.38E-06
Anthracène	9.53E-15	1.04E-09	1.68E-10	1.68E-10	1.84E-05
Benzo(a)anthracène	1.73E-14	5.65E-12	3.05E-10	3.05E-10	9.96E-08
Benzo(a)pyrène	1.57E-14	8.22E-13	2.76E-10	2.76E-10	1.45E-08
Benzo(b)fluoranthène	2.72E-14	1.07E-12	4.79E-10	4.79E-10	1.89E-08
Benzo(g,h,i)pérylène	1.49E-14	6.70E-13	2.63E-10	2.63E-10	1.18E-08
Benzo(j)fluoranthène	2.72E-14	5.19E-12	4.79E-10	4.79E-10	9.14E-08
Benzo(k)fluoranthène	2.72E-14	7.42E-13	4.79E-10	4.79E-10	1.31E-08
Chrysène	1.80E-14	1.10E-12	3.17E-10	3.17E-10	1.94E-08
Fluoranthène	3.21E-14	6.54E-09	5.66E-10	5.66E-10	1.15E-04
Fluorène	1.01E-14	7.40E-10	1.78E-10	1.78E-10	1.30E-05
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	1.42E-14	1.07E-12	2.51E-10	2.51E-10	1.89E-08
Méthyl-2 naphthalène	4.50E-14	1.43E-09	7.92E-10	7.92E-10	2.52E-05
Naphtalène	1.06E-14	9.85E-11	1.87E-10	1.87E-10	1.74E-06
Phénanthrène	2.06E-14	3.52E-09	3.63E-10	3.63E-10	6.21E-05
Pyrène	3.16E-14	5.17E-09	5.56E-10	5.56E-10	9.11E-05
Benzène	1.40E-13	1.54E-08	2.46E-09	2.46E-09	2.71E-04
Toluène	9.56E-14	6.41E-11	1.68E-09	1.68E-09	1.13E-06
Éthylbenzène	5.07E-14	4.13E-11	8.94E-10	8.94E-10	7.28E-07
Xylènes	2.34E-13	8.82E-09	4.13E-09	4.13E-09	1.56E-04
Arsenic	7.23E-13	0.00E+00	1.27E-08	1.27E-08	0.00E+00
Baryum	1.20E-11	0.00E+00	2.11E-07	2.11E-07	0.00E+00
Cadmium	7.64E-14	0.00E+00	1.35E-09	1.35E-09	0.00E+00
Cobalt	1.31E-12	0.00E+00	2.31E-08	2.31E-08	0.00E+00
Cuivre	3.38E-12	0.00E+00	5.95E-08	5.95E-08	0.00E+00
Étain	4.48E-13	0.00E+00	7.90E-09	7.90E-09	0.00E+00
Manganèse	8.53E-11	0.00E+00	1.50E-06	1.50E-06	0.00E+00
Molybdène	1.82E-13	0.00E+00	3.21E-09	3.21E-09	0.00E+00
Plomb	5.32E-12	0.00E+00	9.38E-08	9.38E-08	0.00E+00
Zinc	8.26E-12	0.00E+00	1.46E-07	1.46E-07	0.00E+00

Références

1. Weiner, E.R. 2000. *Applications of Environmental Chemistry: A Practical Guide for Environmental Professionals*. Boca Raton, Florida: CRC Press, Lewis Publishers.
2. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1983. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: I. Model Description. *Journal of Environmental Quality*, 12(4): 558-564.
3. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1984. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil: II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, 13(4): 567-586.
4. Jury, W.A., et al. 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. *Water Resources Research*, 26(1): 13-20.
5. US EPA. 1996. *Soil-Screening Guidance: Technical Background Document - Part 5. Chemical-Specific Parameters - Second Edition*. EPA/540/R-95/128. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington DC.
6. Environmental Quality Management inc. 1995. *Limited Validation of the Jury Infinite Source and Jury Reduced Solution Finite Source Models for Emissions Of Soil-Incorporated Volatile Organic Compounds*. Environmental Quality Management inc.
7. Anderssen, R.S. and F.R. De Hoog. 1997. Modelling the Volatilization of Organic Soil Contaminants: Extension of the Jury, Spencer and Farmer Behaviour Assessment Model and Solution. *Applied Mathematics Letters*, 10(1): 31-34.
8. Anderssen, R.S. and F.R. De Hoog. 1997. Erratum to "Modelling the Volatilization of Organic Soil Contaminants : Extension of the Jury, Spencer and Farmer Behaviour Assessment Model and Solution". *Applied Mathematics Letters*, 10(6): 135.
9. Lin, J.S. and L.M. Hildermann. 1995. A Nonsteady-State Analytical Model to Predict Gaseous Emissions of Volatile Organic Compounds from Landfills. *Journal of Hazardous Materials*, 40: 271-295.
10. McLachlan, M.S., G. Czub, and F. Wania. 2002. The Influence of Vertical Sorbed Phase Transport on the Fate of Organic Chemicals in Surface Soils. *Environmental Science & Technology*, 36(22): 4860-4867.
11. US EPA. 1985. *Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites*. EPA/600/8-85/002. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Health and Environmental Assessment. Washington.

Annexe F : Calculs des taux d'émissions des substances dans l'air à partir de l'érosion éolienne du sol

Compartiment :	Air		Substance :	Benzo(a)pyrène		Paramètre du sol :	Rhizosphère	
Processus de transfert :	Érosion éolienne à l'interface sol - air		Catégorie :	HAP		Concentration dans le sol :	Rhizosphère	
Équation 1 : Diamètre moyen des particules $D_{moy_part} = (0,025 \times ((L_{inf_part}^3) + ((L_{inf_part}^2) \times L_{sup_part}) + (L_{inf_part} \times (L_{sup_part}^2)) + (L_{sup_part}^3)))^{0,33}$			Équation 5 : Taux de resuspension du sol de surface (potentiel d'érosion illimité) $E_{10} = ((0,036 \times (1 - Frac_veg) \times ((V_{wc} / V_{lim_7m})^3) \times F(x))$ <p>où : $x = 0,886 \times (V_{lim_7m} / V_{wc})$</p> <p>Si $x < 2$; la fonction F est calculée par l'équation ci-dessous : $F(x) = -0,1029x^5 + 0,8581x^4 - 2,0511x^3 + 1,1977x^2 - 0,224x + 1,9161$</p> <p>Si $x > 2$; la fonction F est calculée par l'équation ci-dessous : $F(x) = 0,18 \times (8x^3 + 12x) \times \exp(-x^2)$</p>					
Équation 2 : Facteur de correction pour tenir compte des parties non érodables $F_{c_ne} = 0,98956 + (63,3909 \times Pr_{ne}) - (1164,199 \times Pr_{ne}^2) + (10990,63 \times Pr_{ne}^3)$			Équation 6 : Taux d'émission de contaminant sous forme particulaire dans l'air $E_{10sub} = Cs \times E_{10} / 1000000$					
Équation 3 : Vitesse critique de friction à la surface $V_{cf} = ((10^{(0,4163 \times (\log D_{moy_part}) + 1,8129)}) \times F_{c_ne}) / 100$			Équation 4 : Vitesse limite du vent à 7 m $V_{lim_7m} = (V_{cf} / 0,4) \times (\ln(Z / Z_0))$					
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence			
Paramètres associés au site								
Cs =	2,02E-01	mg/kg	LSIC95%	Concentration de la substance dans le sol	Spécifique au site			
Pr_ne =	0,05	fraction		Fraction de matériaux non érodables	Spécifique au site			
Z =	700	cm		Hauteur au-dessus de la surface du sol	Valeur par défaut			
Zo =	35	cm		Longueur de rugosité du site	Spécifique au site			
Frac_veg =	0,001	fraction		Fraction du terrain couverte de végétation	Spécifique au site			
V_wc =	3,78E+00	m/s	Moyenne	Vitesse moyenne annuelle du vent	Environnement Canada			
X =	2,26E+00	aucun		Ratio de vitesse des vents	Spécifique au site			
F_X =	1,29E-01	aucun		Fonction d'intégration				
Résultats des calculs								
Dmoy_part =	5,10E-01	mm	Moyenne	Taille moyenne des particules	EQM, 1995			
Fc_ne =	2,62E+00	aucun		Facteur de correction pour tenir compte des matériaux non érodables	U.S. EPA, 1985			
Vcf =	1,29E+00	m/s		Vitesse critique de friction à la surface	U.S. EPA, 1985			
Vlim_7m =	9,64E+00	m/s		Vitesse limite du vent à 7 m	U.S. EPA, 1985			
E_10 =	2,80E-04	g/hre-m ²		Taux de resuspension du sol de surface	U.S. EPA, 1985			
E_10sub =	7,77E-08	g/s-m ²						
	1,57E-14	g/s-m ²		Taux d'émission de contaminant sous forme particulaire	U.S. EPA, 1985			

Annexe F : Calculs des taux d'émissions des substances volatilisées dans l'air à partir du sol

Compartment :	Air	Substance :	Benzo(a)pyrène	Paramètre du sol :	Rhizosphère	
Processus de transfert :	Volatilisation à l'interface sol - air	Catégorie :	HAP	Concentration dans le sol :	Rhizosphère	
Équation 1 : Estimation du taux d'émission de contaminant dans l'air provenant de la volatilisation à l'interface sol - air du terrain						
Condition A : Si, $t > ds^2 / (18,4 \times Der)$			Condition B : $Csat < Csv$			
Équation 1a : $QA = Csv \times (Der / \pi \times t)^{1/2} \times (1 - \exp(-ds^2 / 4 \times Der \times t))$ (source finie) sinon, $t < ds^2 / (18,4 \times Der)$			Équation 1c : $Csat = S \times ((foc \times Koc \times bulk) + B + (H \times A))$			
Équation 1b : $QA = Csv \times Der / (\pi \times t \times Der)^{1/2}$ (source infinie)						
Équation 2 : Estimation du coefficient de diffusion effectif de la phase dissoute			Équation 3 : Estimation de la concentration initiale du contaminant dans le sol (volume)			
$Der = (((A^{10/3} \times Dair \times H) + (B^{10/3} \times Deau)) / Por^2) / ((bulk \times foc \times Koc) + B + (A \times H))$			$Csv = (Cs \times bulk) + ((Cs / (foc \times Koc)) \times B) + ((Cs / (foc \times Koc)) \times H \times A)$			
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence	
Conditions d'application des formules						
Condition A	=	Source infinie	Automatique	Condition d'application du modèle considérant une source finie ou infinie	EQM, 1995	
Condition B	=	Respectée		Condition d'application liée à la concentration de saturation du contaminant	U.S. EPA, 1996	
Paramètres associés au site						
Cs	=	2,02E-01	mg/kg	LSIC95%	Concentration du contaminant dans le sol	Spécifique au site
t	=	365	jr		Temps écoulé depuis la contamination	Spécifique au site
ds	=	0,5	cm		Profondeur de la contamination uniforme à $t = 0$	Spécifique au site
A (alpha)	=	2,23E-01	fraction		Contenu en air du sol	Spécifique au site
B (beta)	=	1,43E-01	fraction		Contenu en eau du sol	Spécifique au site
bulk	=	1,68	g/cm ³		Densité du sol (bulk)	Spécifique au site
foc	=	0,01	fraction	Moyenne	Fraction de carbone organique dans le sol	Spécifique au site
Por	=	3,66E-01	fraction		Porosité du sol	Spécifique au site
Paramètres associés à la substance						
Koc	=	9,69E+05	:m ³ /g ou (L/kg)		Coefficient de partage du carbone organique	Paramètres physico-chimiques
H	=	2,58E-05	aucun		Constante d'Henry (sans unité) [$H = H' / (R \times Temp)$]	Paramètres physico-chimiques
Dair	=	1883,52	cm ² /jr		Coefficient de diffusion dans l'air	Paramètres physico-chimiques
Deau	=	0,50544	cm ² /jr		Coefficient de diffusion dans l'eau	Paramètres physico-chimiques
S	=	2,87E-03	mg/L		Solubilité de la substance dans l'eau [$S \text{ (mg/L)} = S' \text{ (mol/m}^3) \times PM \text{ (g/mol)}$]	Paramètres physico-chimiques
Paramètres de conversion						
H'	=	5,94E-02	(Pa-m ³ /mol)		Constante d'Henry	Paramètres physico-chimiques
Temp	=	277	K	Moyenne	Température de l'air ambiant	Spécifique au site
R	=	8,31451	Pa-m ³ /K-mol		Constante universelle des gaz	
S'	=	1,14E-05	mol/m ³		Solubilité de la substance dans l'eau	Paramètres physico-chimiques
PM	=	252,302	g/mol		Poids moléculaire	Paramètres physico-chimiques
Résultats des calculs						
QA	=	7,10E-06	µg/jr-cm ²		Taux d'émission de contaminant	Jury et al., 1983, 1984, 1990
	=	8,22E-13	g/s-m ²			
Der	=	5,04E-07	cm ² /jr		Coefficient de diffusion effectif de la phase dissoute	
Csat	=	4,68E+01	µg/cm ³		Concentration de saturation de la substance dans le sol	
Csv	=	3,39E-01	µg/cm ³		Concentration initiale du contaminant dans le sol (volume)	

Annexe F : Calculs des concentrations des substances d'intérêt dans l'air

Compartiment : Air		Substance : Benzo(a)pyrène				
Processus de transport : Dispersion atmosphérique sur le site		Catégorie : MET				
Équation 1 : Estimation de la concentration de contaminant dans l'air provenant de la volatilisation et de l'érosion éolienne $\text{Cairext} = Q_{AT} \times c_{\text{site}} / ((y_0 \times x_0) \times \mu_s)$			Équation 3 : Estimation de la constante proportionnelle c_site Condition : si $(y_0 \times x_0) > 6 \times 10^8 \text{ m}^2$ Équation 3a : $c_{\text{site}} = (4,3 \times x_0) / 700$ sinon : si $(y_0 \times x_0) < 6 \times 10^8 \text{ m}^2$ Équation 3b : $c_{\text{site}} = (4,3 \times x_0) / (0,22 \times (x_0)^{0,8})$			
Équation 2 : Estimation du taux d'émission (mol/jr) $Q_{AT_site} = Q_{AT} \times t \times x_0 \times y_0 / \text{PM}$			Équation 4 : Estimation de la dimension latérale $x_0 \text{ et } y_0 = \text{Area}^{1/2}$			
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence	
Condition	=	Éq. 3b		Condition d'application de l'estimation de la constante proportionnelle c_site		
Paramètres associés au site						
μ_s	=	3,26E+05	m/jr	Moyenne	Vitesse moyenne annuelle du vent	Spécifique au site
Area	=	210000	m ²		Superficie du site	Spécifique au site
y_0	=	458,3	m	Maximum	Dimension latérale initiale (crosswind) (condition $y_0 = x_0$)	Spécifique au site
x_0	=	458,3	m	Maximum	Dimension latérale initiale (downwind) (condition $x_0 = y_0$)	Spécifique au site
Paramètre associé à la substance						
Q_{AT}	=	8,37E-13	g/s-m ²	Maximum	Taux d'émission de contaminant	Volatilisation et érosion éolienne du sol
Paramètres de conversion						
PM	=	252,302	g/mol		Poids moléculaire	Paramètres physico-chimiques
t	=	86400	s/jr		Conversion de temps de jour en seconde	
Résultats des calculs						
Q_{AT_site}	=	6,02E-05	mol/jr	Maximum	Taux d'émission de contaminant sur le site	
c_{site}	=	6,66E+01	aucun		Constante proportionnelle c_site	Turner, 1970 ; Hanna et al., 1982
Cairext	=	5,85E-14	mol/m ³	Moyenne annuelle	Concentration de la substance dans l'air extérieur	Benarie, 1980
Cairext	=	1,48E-08	mg/m ³	Moyenne annuelle	Concentration de la substance dans l'air extérieur [(Cairext (mg/m ³) = Cairext (mol/m ³) x PM (g/mol) x 1000 (mg/g)]	

Annexe G :
Propriétés physiques du site

Annexe G : Propriétés physiques du site

Les sections suivantes présentes et définissent les principales propriétés et caractéristiques physiques du site à l'étude. À noter que l'ensemble des valeurs propres au site sont retrouvées sous la forme d'un tableau à la fin de la présente annexe.

- **Superficie contaminée**

La superficie contaminée est définie comme la superficie totale du site à l'étude qui n'est pas sous l'emprise des bâtiments existants et/ou toutes autres structures présentes empêchant le contact direct des récepteurs biologiques aux sols contaminés. Cette variable est utilisée pour la modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants dans l'air ambiant ainsi que pour l'évaluation du risque écotoxicologique.

- **Fraction du terrain couverte de végétation**

La végétation inclut les surfaces gazonnées, les zones herbacées, arbustives ou arboricoles, les pâturages, les cultures, les aménagements paysagers et les forêts. La télédétection permet de déterminer la fraction couverte de végétation à partir d'images satellites ou de photographies aériennes. Une visite de terrain permet également de déterminer cette fraction, lorsque le site n'est pas trop important en termes de superficie. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission de particules par érosion éolienne. Dans le cas présent, la fraction considérée a été fixée à 0.1%, de manière à considérer les sols à nu.

- **Épaisseur du sol de l'interface sol - air**

La valeur utilisée a été établie en concordance avec les profondeurs suggérées par Jury *et al.* [1-3] pour la modélisation du processus de volatilisation à l'interface air / sol. La valeur retenue pour les calculs est de **0,005 m**, une valeur utilisée par défaut.

La valeur retenue pour les calculs est de **0,005 m**.

- **Densité des particules du sol**

La densité est définie comme la masse d'un corps donné par unité de volume occupé. Le sol est constitué de particules de différentes compositions chimiques. Les proportions de ces types de particules sont différentes et influencent plusieurs paramètres. La densité des particules d'un sol est une moyenne de la densité des différents types de particules présentes dans le sol. Peu de mesures spécifiques à chaque sol sont disponibles pour ce paramètre. La valeur utilisée dans la plupart des ouvrages est tirée du Service de conservation des sols (SCS) de l'USDA. Elle correspond approximativement à la densité de la silice (SiO₂), minéral important dans la composition du sable et des roches ignées, et est utilisée pour des conversions d'unité [4, 5].

La valeur retenue pour les calculs est de **2 650 kg/m³**.

- **Épaisseur de la rhizosphère**

La rhizosphère est définie comme étant la zone où se développent les racines des plantes. L'épaisseur de la rhizosphère constitue l'étendue verticale moyenne de ce milieu.

Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol. La stratigraphie des sols du site à l'étude permet normalement d'obtenir cette variable. Toutefois, la présence de vie (invertébrés, racines des plantes, micro-organismes) se concentre surtout dans le premier mètre de sol. La valeur retenue pour les calculs, valeur normalement utilisée par défaut, est de **1,0 m**.

La valeur retenue pour les calculs est de **1,0 m**.

- **Fraction d'argile, de silt et de sable dans la rhizosphère ou dans la zone vadose**

La fraction d'argile au sein de la rhizosphère ou de la zone vadose est déterminé à l'aide d'un diagramme triangulaire des textures du sol (Soil Texture Triangle) [6]. En utilisant la texture générale des sols présents, il est possible à partir de ce diagramme de déterminer approximativement la fraction d'argile, tout comme celle du sable ou du silt.

- **Fraction de carbone organique de la rhizosphère ou de la zone vadose**

Le contenu en carbone organique constitue la proportion massique de carbone provenant de matière organique présente dans la rhizosphère et dans la zone vadose. La teneur en matière organique est un des paramètres les plus importants en pédologie. De 20 à 70 % de la capacité d'échange cationique est associée à la matière organique présente dans le sol. De plus, un sol riche en matière organique résiste mieux à l'érosion, retient davantage l'eau, favorise l'agrégation des particules, diminue sa compaction et accroît grandement son pouvoir tampon. Cette variable est utilisée pour le calcul du coefficient d'adsorption eau / sol (K_d) pour les composés organiques.

La valeur utilisée est normalement une valeur mesurée (ou une moyenne de valeurs mesurées) directement sur le site. En absence de mesure, une approximation à partir des caractéristiques observées ou une comparaison avec des sols aux caractéristiques similaires est réalisée.

- **Densité du sol (*bulk density*) de la rhizosphère ou de la zone vadose**

Le sol est constitué d'air, d'eau et de particules. La densité du sol (*bulk density*) est une moyenne de l'ensemble des constituants (air, eau, particules) d'un sol. Plusieurs relations existent entre la texture (% argile, % silt, % sable), la porosité (% air + % eau) et la densité du sol. Ainsi, les valeurs retenues ont été déterminées à l'aide d'un diagramme triangulaire des textures du sol (Soil Texture Triangle) [6]. Ces variables sont utilisées pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol.

- **Porosité de la rhizosphère ou de la zone vadose**

C'est la mesure de l'espace qui n'est pas occupé par la matière minérale dans un sol. Se définit comme le pourcentage de tout l'espace constitué de pores, y compris tous les vides, reliés entre eux ou non, dans le volume total du sol. Ainsi, la porosité du sol (P) peut être primaire ou secondaire.

La porosité primaire est due aux interstices entre les grains. La porosité secondaire est plutôt reliée à l'existence de fissures et de diaclases ouvertes. La porosité totale peut être exprimée par l'équation suivante :

$$P = V_v/V_t \quad \text{où : } V_v = \text{volume de vides} \quad V_t = \text{volume total}$$

L'espace poreux ou porosité d'un sol peut aussi être calculé en utilisant la formule suivante présentée par le SCS de l'USDA [5] :

$$P = 1 - \frac{\text{bulk_density}}{2,65} \quad \text{où : } P = \text{porosité du sol}$$

bulk_density = densité du sol en g/cm³

La densité des particules du sol est exprimée en g/cm³. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol [5].

- **Fraction en eau de la rhizosphère et de la zone vadose (capacité de rétention au champ)**

La capacité de rétention au champ est la capacité de rétention maximale en eau d'un sol. Elle correspond à la quantité d'eau retenue, après une période de temps (généralement 48 heures) d'égouttement de l'eau libre vers la nappe phréatique, par un sol préalablement gorgé d'eau.

La quantité totale retenue dépend de la texture du sol ainsi que de sa profondeur. L'eau excédentaire se dirigera donc vers la nappe phréatique, plus ou moins vite suivant la perméabilité du sol, en lien direct avec la texture et la structure du sol.

La formule utilisée pour déterminer cette capacité de rétention est la suivante [7] :

$$\text{Capacité au champ} = (0,3333 / A)^{(1/B)}$$

$$A = e^{-4.396 - (0.0715 \times \text{argile}) - (0.000488 \times \text{sable}^2) - (0.00004285 \times (\text{sable})^2 \times \text{argile})}$$

$$\text{et } B = -3.14 - (0.00222 \times (\text{argile}^2)) - 0.00003484 \times ((\text{sable}^2) \times (\text{argile}))$$

$$\text{où : } \text{argile} = \text{Pourcentage d'argile} \quad \text{sable} = \text{Pourcentage de sable}$$

- **Fraction d'air de la rhizosphère et de la zone vadose**

Le contenu en air de la rhizosphère et de la zone vadose constitue la proportion volumique d'air présente dans la rhizosphère et dans la zone vadose, respectivement. Le contenu en air du sol a été évalué à partir de la porosité du sol, de laquelle on doit soustraire le contenu en eau du sol. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol [5].

- **Épaisseur du sol, zone de la vadose**

La vadose est définie comme étant la zone tour à tour sèche et mouillée selon les variations de niveau de la nappe phréatique (zone de battement). L'épaisseur de la vadose constitue l'étendue verticale moyenne de ce milieu.

Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol. La stratigraphie des sols du site à l'étude permet normalement d'obtenir cette variable.

- **Fraction de particules non érodables**

Le pourcentage de particules non érodables constitue la proportion de particules étant trop grosses pour être soulevées par le vent. On évalue ce pourcentage selon la distribution de la grosseur des particules situées en surface du site. Ce pourcentage varie généralement de 0 à 10 %. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission de particules par érosion éolienne. Le pourcentage est généralement estimé à partir de la visite de terrain et conformément à l'annexe A du document de l'U.S. EPA [8].

- **Longueur de rugosité**

La longueur de rugosité de la surface du site est établie à partir de l'utilisation du sol dans un rayon de 5 km du site étudié. Ce paramètre est nécessaire afin de corriger la vitesse des vents mesurés aux stations météorologiques synoptiques. En effet, si les vents étaient mesurés au-dessus d'une surface très rugueuse, leur vitesse serait probablement beaucoup plus faible. La longueur de rugosité est utilisée au niveau des calculs d'émission de particules par érosion éolienne et est associé au site à l'étude à partir du type d'environnement rencontré (ex. : site périurbain, milieu urbain, etc.) [9].

- **Vitesse des vents - moyenne annuelle**

La moyenne annuelle de la vitesse des vents est obtenue à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unis, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission de particules par érosion éolienne ainsi que pour l'évaluation de la dispersion atmosphérique des contaminants.

- **Température ambiante**

La température ambiante moyenne annuelle est obtenue à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unis, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada. Cette variable est utilisée pour des conversions d'unités.

- **Précipitations moyennes annuelles**

Les précipitations moyennes annuelles sont obtenues à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unis, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada. La moyenne annuelle des précipitations totales (pluie et neige) est utilisée.

- **Nombre de jours sans précipitations**

Le nombre de jours sans précipitation (JSP) par année est obtenu à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unis, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada.

- **Nombre de jours sans couverture de neige**

Le nombre de jours sans couverture de neige par année est obtenu à partir des statistiques des Normales Climatiques au Canada, de 1971 à 2000, pour la station météorologique située la plus près du site à l'étude [10]. Lorsque cela est possible, il est préférable d'utiliser une station qui rencontre les normes de l'Organisation météorologique mondiale des Nations Unis, stations marquées d'un astérisque sur le site d'Environnement Canada.

- **Constante universelle des gaz parfaits**

La constance universelle des gaz parfaits a été empiriquement déterminée en tant que constante de proportionnalité de l'équation des gaz parfaits. Elle établit le lien entre les variables d'état, telles la température, la quantité de matière, la pression et le volume. Elle est utilisée dans de nombreuses applications et formules.

La valeur retenue pour les calculs est de **8,31447 J mol⁻¹ K⁻¹**.

- **Temps écoulé depuis la contamination**

Le temps écoulé depuis la contamination est utilisé dans l'évaluation du taux de volatilisation. Par souci de conservatisme, le temps écoulé est fixé à partir de la date de la dernière caractérisation des sols effectuée sur le site à l'étude. Cette variable est utilisée pour les calculs d'émission par volatilisation des contaminants présents dans le sol.

Caractéristiques physiques du site de la Promenade Samuel-de Champlain, Québec

Paramètre	Valeur	Note
Superficie contaminée (m ²)	210 000	Superficie du site à l'étude.
Fraction du terrain couverte de végétation	0.001	Hypothèse conservatrice (sols à nu).
Épaisseur du sol de l'interface sol - air (m)	0.005	Valeur par défaut.
Densité des particules dans le sol (kg/m ³)	2650	Densité de la silice.
Épaisseur de la rhizosphère (m)	1	Hypothèse de travail (pour fin de calculs).
Fraction de sable dans la rhizosphère	0.86	À l'aide du diagramme triangulaire de texture des sols.
Fraction de silt dans la rhizosphère	0.09	À l'aide du diagramme triangulaire de texture des sols.
Fraction de d'argile dans la rhizosphère	0.06	À l'aide du diagramme triangulaire de texture des sols.
Diamètre moyen des particules dans la rhizosphère (mm)	0.510	Moyenne pondérée en fonction des composantes du sol.
Fraction en carbone organique de la rhizosphère	0.01	Hypothèse.
Densité du sol (bulk density) de la rhizosphère (g/cm ³)	1.7	Hypothèse.
Porosité de la rhizosphère	0.37	Calculé à l'aide de la densité des particules du sol.
Fraction en eau de la rhizosphère	0.14	Capacité de rétention aux champs. À partir des pourcentages de sable et d'argile.
Fraction en air de la rhizosphère	0.22	À partir de la porosité du sol moins le contenu en eau.
Épaisseur de la zone vadose (m)	3.0	Selon les données des caractérisations.
Fraction de sable dans la zone vadose	0.19	À l'aide du diagramme triangulaire de texture des sols.
Fraction de d'argile dans la zone vadose	0.29	À l'aide du diagramme triangulaire de texture des sols.
Fraction en carbone organique de la zone vadose	0.01	Hypothèse.
Densité du sol (bulk density) de la zone vadose (g/cm ³)	1.31	Hypothèse.
Porosité de la zone vadose	0.51	Calculé à l'aide de la densité des particules du sol.
Fraction en eau de la zone vadose	0.33	Capacité de rétention aux champs. À partir des pourcentages de sable et d'argile.
Fraction en air de la zone vadose	0.18	À partir de la porosité du sol moins le contenu en eau.
Fraction de particules non érodables	0.05	Selon la méthode décrite à l'annexe A (entre 0 et 10 %).
Longueur de rugosité (cm)	35	Végétation basse, quelques obstacles (arbres, talus, etc.).
Vitesse des vents - moyenne annuelle (m/d)	326400	Station météorologique QUEBEC/JEAN LESAGE INTL A.
Température ambiante (K)	277	Station météorologique QUEBEC/JEAN LESAGE INTL A.
Précipitations moyennes annuelles (m/d)	0.0025	Station météorologique QUEBEC/JEAN LESAGE INTL A.
Nombre de jours sans précipitation	185	Station météorologique QUEBEC/JEAN LESAGE INTL A.
Nombre de jours sans couvert de neige	225	Station météorologique QUEBEC/JEAN LESAGE INTL A.
Constante universelle des gaz (J mol ⁻¹ K ⁻¹)	8.31451	Constante.
Temps écoulé depuis la contamination (jours)	365	Hypothèse .Temps écoulé depuis la dernière caractérisation (2010).

Références

1. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1983. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil : I. Model Description. *Journal of Environmental Quality*, 12(4): 558-564.
2. Jury, W.A., W.F. Spencer, and W.J. Farmer. 1984. Behavior Assessment Model for Trace Organics in Soil : II. Chemical Classification and Parameter Sensitivity. *Journal of Environmental Quality*, 13(4): 567-586.
3. Jury, W.A., et al. 1990. Evaluation of volatilization by organic chemicals residing below the soil surface. *Water Resources Research*, 26(1): 13-20.
4. Pellant, C. 1994. *Roches et Minéraux - Collection L'Oeil Nature*. Paris, France: Édition Bordas.
5. Schwalen, E.T. 1996. The Distribution of California Landscape Variables for CalTOX. Risk Science Program (RSP). The Human and Ecological Risk Division, Department of Toxic Substances Control and the California Environmental Protection Agency (Cal EPA). Department of Environmental Toxicology. University of California. California.
6. Pedosphere. 2002. (En ligne: Accès en janvier 2007). The pedosphere and it's dynamics - A systems approach to soil science - Canadian Texture Triangle. *Pedosphere* (Issue 001). Mise à jour : Non spécifiée.
<http://www.pedosphere.com/resources/bulkdensity/triangle.cfm>.
7. Ficklin, R.L. 1997. (En ligne: Accès en janvier 2007). Soil Texture Triangle - Hydraulic Properties Calculator. Dr. K.E. Saxton (USDA/ARS) - Standalone program (reformatted by Robert L. Ficklin). Mise à jour : 1997-02-18.
<http://www.ficklinsoils.net/soils/soiltexture.htm#AW>.
8. US EPA. 1985. Rapid assessment of exposure to particulate emissions from surface contamination sites. EPA/600/8-85/002. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Health and Environmental Assessment. Washington.
9. Leduc, R. 2005. Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique. Envirodoc ENV/2005/0072 - QA/49. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), Direction du suivi de l'état de l'environnement. Québec, Québec.
10. Environnement Canada (EC). 2005. (En ligne: Accès en février 2007). Normales et moyennes climatiques au Canada 1971 - 2000. Environnement Canada (EC), La Voie verte. Mise à jour : 2006-04-18.
http://www.climat.meteo.ec.gc.ca/climate_normals/index_f.html.
11. Lide, D.R. 2002. *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press.

***Annexe H :
Fiches synthèses des caractéristiques physico-
chimiques, toxicologiques et environnementales des
substances d'intérêt retenues***

. *Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)*

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Fiche générale pour certains composés)

1 Propriétés physico-chimiques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une famille de substances organiques composées exclusivement de carbone et d'hydrogène, substances formant au moins deux cycles aromatiques condensés. Les HAP sont généralement divisés en deux catégories : les HAP à faible poids moléculaire formés de moins de quatre cycles et les HAP à poids moléculaire élevés formés de quatre cycles ou plus. Parmi les milliers de composés de HAP pouvant exister, plus d'une centaine ont été identifiés, mais seulement entre 20 et 30 sont suffisamment documentés ou sont pris en compte dans les différentes évaluations, lignes directrices ou règlements [27].

Les HAP peuvent être formés naturellement, lors de la décomposition thermique de matières organiques, telle que la combustion incomplète de bois de chauffage par exemple. Ils sont aussi des composants naturels des produits pétrochimiques. Les HAP se trouvent principalement sous forme de composés complexes dans l'environnement [27].

À l'état pur, les HAP sont généralement des solides cristallins sans couleur. Les propriétés physiques des différents composés varient avec le poids moléculaire et la structure. Selon Santé Canada, 82 % des HAP sont associés aux sols et 17 % aux sédiments, ce qui fait que seulement moins de 1 % est présent dans l'eau, l'air et les particules en suspension aquatiques et aériennes [27]. Les principales propriétés physico-chimiques de certains composés de HAP sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses d'exposition, de certains composés de HAP sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Environ 98 % des émissions de HAP, naturelles et anthropiques, ont lieu dans l'atmosphère. Les feux de forêts sont la source atmosphérique principale de contamination environnementale, quoique plutôt locale et ponctuelle, ne conduisant donc pas à une exposition continue en HAP. Les sources anthropiques sont plus variées et nombreuses. Les alumineries, la combustion résidentielle de bois de chauffage, les brûlages à ciel ouvert, les incinérateurs de résidus de bois et le transport sont les sources principales. Les usines de production de carbure de silicium pourraient aussi jouer un rôle prépondérant dans l'émission atmosphérique [27].

L'air est le milieu de transport des HAP. Ils sont associés à des particules et pourront être transportés sur des distances importantes. Les concentrations mesurées dans l'air doivent être analysées avec prudence car la méthode d'échantillonnage est importante. Les HAP de trois cycles et moins, tels

l'acénaphthène ou le naphtalène, sont suffisamment volatils pour être présents principalement que sous forme de vapeurs, alors que les HAP de cinq ou six cycles, tel le benzo(a)pyrène, sont adsorbés à des particules. Les HAP de taille intermédiaire, tels le chrysène et le pyrène, se retrouvent sous forme gazeuse et particulaire, adsorbés au centre des particules [27].

Les particules de HAP sont essentiellement de petite taille, elles sont donc respirables (PM_{10}). Selon Environnement Canada, les HAP présents dans l'atmosphère urbaine sont principalement associés à des particules aérosols de suie de moins de 3 μm . Toutefois, les techniques d'échantillonnage et d'analyse n'ont pas toujours un rendement élevé. Celui-ci peut être aussi bas que 20 % pour certains HAP, notamment pour ceux de petite taille [27].

Les HAP dans l'air vont varier en fonction des sources locales. Une étude réalisée au New Jersey indiquait des concentrations de trois à cinq fois supérieures en milieu urbain comparativement à des zones rurales. Plusieurs études ont aussi démontré des variations saisonnières. L'étude du New Jersey indiquait des concentrations de cinq à dix fois supérieures en hiver par rapport à celles mesurées en été. Au Québec, les concentrations de HAP totaux dans l'air sont entre dix à quinze fois supérieures en hiver dans les secteurs résidentiels où le chauffage au bois est prédominant [27].

Au Québec, 72 % des émissions totale de benzo(a)pyrène proviennent des alumineries. Celui-ci est souvent utilisé comme indicateur de la contamination en HAP puisqu'il constitue généralement de 1 à 20 % des émissions totales. La plupart des données environnementales reliées aux HAP sont souvent exprimées en terme de concentration de benzo(a)pyrène, c'est généralement le composé à partir duquel se fera l'évaluation de risque toxicologique [27]. Les principaux HAP provenant de la combustion de bois sont le naphtalène et le phénanthrène, suivis de l'antracène, du fluorène, du fluoranthène et du pyrène. La diffusion de créosote à partir de matériaux traités, de déversements, de processus industriels, d'effluents municipaux et de l'enterrement de cendre est plutôt un phénomène local, mais peut néanmoins contribuer à augmenter la charge atmosphérique [27].

Les concentrations moyennes en HAP totaux mesurées dans sept sites ruraux canadiens étaient comprises entre 1 et 10 ng/m^3 , où les HAP majoritairement mesurés étaient le phénanthrène et le fluoranthène. En milieu urbain, les concentrations sont plus élevées. La moyenne des concentrations de HAP totaux mesurés entre 1987 et 1997 dans 20 stations de 16 villes canadiennes était comprise entre 10 et 65 ng/m^3 , majoritairement représentée par le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène. Dans des zones où le chauffage au bois est prévalent, la moyenne mesurée a atteint 77 ng/m^3 en 1999 à Rivière-des-Prairies, alors que la moyenne du centre-ville de Montréal était de l'ordre de 40 ng/m^3 . Les concentrations les plus élevées au Canada ont été mesurées à proximité d'une aluminerie à Jonquière. La somme de 27 HAP correspondait à une concentration de 810 ng/m^3 . Le phénanthrène et le fluoranthène étaient les plus représentés [27].

Les sources principales de HAP dans l'air intérieur sont la fumée de cigarette et la combustion de bois, de gaz ou de charbon ainsi que l'infiltration des particules et vapeurs de l'air extérieur. Peu d'études ont été réalisées pour évaluer la

concentration de HAP dans l'air intérieur [27]. Pour les besoins de la caractérisation du bruit de fond, les concentrations intérieures sont habituellement les mêmes que les concentrations extérieures.

Les valeurs retenues pour les concentrations du bruit de fond de différents composés de HAP dans l'air ambiant sont présentées au tableau 2.

2.2 Eau potable

La contamination de l'eau par les HAP est essentiellement due à la déposition atmosphérique des particules dans l'air, autant des dépôts secs que lors des précipitations. Le lessivage et le ruissellement d'eaux de surface sur des sols contaminés peut entraîner une contamination des nappes souterraines. Le phénomène peut être facilité par la présence de solvants organiques mobiles dans le sol. Le naphthalène serait le composé de HAP le plus mobile à partir du créosote. Les HAP sont souvent peu solubles, ils sont généralement adsorbés à des particules en suspension et retrouvés dans les sédiments. Les phénomènes de volatilisation ou de biodégradation sont rarement observés pour l'ensemble des HAP [27].

Habituellement, les HAP sont éliminés lors du traitement de l'eau. La présence de fluoranthène dans l'eau de consommation peut être associée à des revêtements internes bitumineux de la canalisation [27]. Les données citées par Santé Canada en 1996, données obtenues en Ontario et dans les provinces de l'Atlantique, indiquent que lorsque détecté, la concentration en benzo(a)pyrène dans l'eau potable était toujours inférieure à 5,0 ng/L [27].

Aucun HAP n'a été détecté dans l'eau traitée de la Ville de Québec en 2011 (Ville de Québec, 2012). La limite de détection du benzo(a)pyrène était alors de 0,003 µg/L.

Les valeurs retenues pour les concentrations du bruit de fond de certains composés de HAP dans l'eau potable sont présentées au tableau 2.

2.3 Aliments

Les produits alimentaires non transformés ne sont généralement pas contaminés en HAP, sauf ceux provenant de zones polluées. Le mode de cuisson pourrait conduire à la formation de HAP en proportion importante. Le fumage conduit à une contamination due à l'absorption et à la déposition de particules lors du processus. La pyrolyse des graisses et la combustion incomplète du charbon lors de la cuisson au barbecue sont aussi susceptibles de conduire à une contamination. L'utilisation d'un feu de bois est aussi une source non négligeable de HAP dans l'alimentation [27].

Les données de la littérature à propos des concentrations de HAP dans les aliments sont difficiles à interpréter, souvent seules les concentrations supérieures aux seuils de détection sont rapportées. Selon des données rapportées par Santé Canada en 1996, les teneurs en benzo(a)pyrène étaient inférieures ou égales à la limite de détection dans 63 % des aliments, étant comprises entre < 0,01 et 1,35 µg/kg et étaient ≤ 0,1 ou ≤ 0,5 µg/kg pour 78 % et

94 % des aliments, respectivement. Toutefois, le rendement analytique était variable selon l'aliment analysé, variant de 37 % à plus de 90 %. Ces résultats sont en accord avec une étude américaine, citée par Santé Canada dans le même document, où la concentration de benzo(a)pyrène variait entre 0,005 et 1,2 µg/kg, avec une moyenne de 0,153 µg/kg [27].

Les huiles et graisses végétales seraient plus fortement contaminées que le beurre. L'huile végétale la plus contaminée, selon une étude de 1981, serait l'huile de tournesol. Selon Santé Canada, la dose d'exposition annuelle moyenne au benzo(a)pyrène provenant de la consommation d'huiles et de graisses, incluant les noix, a été estimée à 3,98 ng/kg par jour en 1996 pour les adultes. Une autre étude a démontré que des traitements, tel que le séchage de graines et de céréales par combustion de gaz, pouvaient conduire à des augmentations de 4 à 126 % des teneurs de certains composés de HAP, tels le fluoranthène, le chrysène et le pyrène, contrairement à un séchage électrique [27].

La teneur en HAP dans les poissons et fruits de mer sont normalement très faible, mais sont de l'ordre de 0,2 à 6,6 µg/kg pour le benzo(a)pyrène lorsque le milieu est pollué. Les concentrations peuvent être plus élevées pour d'autres composés de HAP, allant de 12 µg/kg pour le fluoranthène à 67 µg/kg pour le fluorène par exemple, concentrations mesurées dans de la truite fumée. Selon Santé Canada, les doses annuelles moyennes de benzo(a)pyrène pour les adultes dues à la consommation de poissons et de fruits de mer seraient de 1,72 et 1,21 µg/kg par jour respectivement [27].

Les valeurs retenues pour les concentrations du bruit de fond de différents composés de HAP dans l'alimentation sont présentées au tableau 2.

2.4 Sols et poussières

La contamination des sols est essentiellement due à la déposition des HAP associés à des particules dans l'air, autant des dépôts secs que lors des précipitations. Différentes applications industrielles, tels le traitement du bois à la créosote et l'application de boues de traitement vont contribuer à la contamination ponctuelle et locale en HAP. Dans le sol, les HAP sont plus ou moins liés à la matière organique. Les HAP peuvent se volatiliser ou se biodégrader faiblement, lorsque non adsorbés aux particules. La demi-vie des HAP est très variable, elle serait comprise entre 0,3 et 58 ans, celle-ci a une incidence sur les deux phénomènes. La volatilisation du benzo(a)pyrène dans le sol est considérée insignifiante par plusieurs auteurs [27].

La valeur du 98^e centile des concentrations de benzo(a)pyrène mesurées dans les parcs de l'Ontario était de 0,04 mg/kg en zone rurale et de 0,81 mg/kg en zone urbaine, alors que la concentration moyenne dans les anciens parcs urbains était de 0,11 mg/kg en 1993. Dans des sols agricoles situés près d'une autoroute à Toronto, les concentrations de benzo(a)pyrène mesurées étaient de 0,108 mg/kg en surface et de 0,087 mg/kg à 15 cm de profondeur. Dans une autre étude réalisée dans le sud-ouest de l'Ontario, les concentrations de benzo(a)pyrène de 12 stations en milieu urbain variaient entre 0,02 et 0,45 mg/kg, avec une moyenne de 0,13 mg/kg alors que celles de cinq stations en milieu rural variaient entre < 0,02 et 0,91 mg/kg, avec une moyenne de 0,91 mg/kg [27].

Les concentrations de HAP dans les poussières intérieures au Québec ou au Canada ne sont pas documentées. Dans une étude américaine, réalisée dans des maisons de fumeurs et de non fumeurs, 19 HAP ont été mesurés dans les poussières intérieures (< 150 µm). Les concentrations étaient comprises entre 0,53 et 90 mg/kg, les résultats n'ont pas indiqué de concentrations plus élevées dans les maisons occupées par des fumeurs. Les HAP les plus représentés étaient le fluoranthène (90 mg/kg) et le pyrène (70 mg/kg), suivis du phénanthrène, du benzo(a)pyrène et du chrysène, entre autres. Les autres HAP étaient présents à des concentrations beaucoup plus faibles que 32-35 mg/kg. Dans une autre étude, 10 HAP ont été quantifiés, toujours dans les poussières. Les résultats ont indiqué que les HAP sont répartis dans les particules de toutes tailles, mais sont surtout présents dans les particules de petite taille. Les concentrations mesurées étaient de trois à cinq fois plus élevées dans les particules de taille inférieure à 4 µm par rapport au groupe de 4 - 106 µm [27].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond des composés de HAP dans les sols est de **0,1 mg/kg**, soit la valeur de la limite de quantification (critère A) pour ces substances organiques [31]. La même valeur, répétée pour chacun des composés de HAP, est présentée au tableau 2.

2.5 Autres milieux

La fumée de cigarette contient plusieurs HAP en proportions variables. Les quantités libérées dans la fumée principales par 20 cigarettes seraient situées entre 0,08 et 0,44 µg pour le benzo(b)fluoranthène, entre 0,12 et 0,42 µg pour le benzo(j) fluoranthène, entre 0,12 et 0,24 µg pour le benzo(k)fluoranthène, entre 0,1 et 1,56 µg pour le benzo(a)pyrène et entre 0,08 et 0,4 µg pour l'indénol(1,2,3-cd)pyrène. Selon l'ATSDR, le fait de fumer un paquet de cigarettes par jour conduirait à une exposition de 5 µg par jour en HAP totaux et de 0,4 µg par jour pour le benzo(a)pyrène [27].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Il existe peu d'informations sur les effets non néoplasiques des HAP chez l'humain. De plus, les effets rapportés par les quelques études consacrées à ce sujet ne peuvent être attribués uniquement aux HAP en raison de la présence de plusieurs autres substances pouvant être également responsables des lésions observées. Une diminution de la fonction respiratoire chez des travailleurs exposés à des poussières de caoutchouc et à des HAP, notamment le benzo(a)pyrène a déjà été observée (Gupta *et al.*, 1993). Selon les résultats rapportés, cet effet serait plus important chez les travailleurs exposés aux plus fortes concentrations de benzo(a)pyrène, mais également de poussières. Il est donc difficile de conclure à un lien évident entre les effets sur les voies respiratoires et l'exposition aux HAP. De la même façon, lors d'une étude portant sur des travailleurs de l'industrie métallurgique en Pologne, Szczeklik *et al.* (1994) ont noté une diminution marquée de certaines immunoglobulines chez ceux qui étaient les plus exposés aux HAP, mais également à d'autres substances. Entre autres effets

possibles, des dermatites chroniques et des hyperkératoses ont été observées chez des travailleurs exposés à des mélanges contenant des HAP.

Chez l'animal, les études réalisées jusqu'à maintenant portent essentiellement sur la toxicité résultant de l'exposition sous-chronique par voie orale. Les résultats de ces études indiquent que les HAP exercent leur action toxique principalement sur le foie. Les principales manifestations cliniques ou biochimiques de cette hépatotoxicité sont une augmentation du poids du foie et des enzymes sériques, une altération de l'activité enzymatique et une histopathologie (nécrose, foyers hépatiques, pigmentation, régénération) (US EPA, 1989; Robinson, 1975). D'autres effets comme une diminution des composantes sanguines, une modification des taux sanguins de globuline, une augmentation du poids de la rate et une néphropathie ont également été observés et témoignent du potentiel toxique des HAP sur les reins et les systèmes sanguin et immunitaire. Par ailleurs, des effets sur le système immunitaire (hypersensibilité et immunosuppression) et la peau (hyperkératose, hyperplasie) ont été observés lors d'études portant sur l'exposition par voie cutanée (ATSDR, 1996).

Les résultats de quelques études expérimentales montrent que certains HAP, notamment le benzo(a)pyrène et l'acénaphène, peuvent causer des effets toxiques sur la reproduction et le développement. Par exemple, Mackenzie *et al.* (1981) ont observé une diminution de l'indice de gestation chez des souris exposées au benzo(a)pyrène par gavage ainsi qu'une baisse notable de l'indice de fertilité chez la progéniture de ces souris. Une réduction du poids des ovaires, corrélée à une augmentation de leur inactivité et de celle de l'utérus, a été observée chez des souris exposées à l'anthracène pendant 13 semaines (USEPA, 1989). Une diminution de la survie postnatale et du poids de la progéniture a été observée chez des souris exposées au benzo(a)pyrène pendant la gestation (Mackenzie *et al.*, 1981).

3.2 Effets cancérigènes

Plusieurs études ont rapporté une augmentation de l'incidence de cancers, principalement du poumon et de la peau, ou de la mortalité attribuable à ces cancers, chez des travailleurs exposés à des mélanges complexes contenant des HAP. Bien que ces études ne permettent pas d'établir une relation causale évidente entre le cancer et l'exposition aux HAP, elles apportent suffisamment de preuves sur le rôle des HAP dans l'induction de ces cancers (ATSDR, 1996; IARC, 1987). Ce sont surtout les résultats des études animales qui vont permettre de classer les HAP quant à leur cancérogénicité chez l'humain.

Le potentiel cancérigène des HAP a fait l'objet de nombreuses études expérimentales chez l'animal. La plupart des études réalisées portent sur l'induction de tumeurs à la suite de l'exposition par voie cutanée, par implant pulmonaire, par installation intratrachéale ou par injection intrapéritonéale. Quelques études ont aussi été consacrées à la cancérogenèse via la voie orale et respiratoire. Ainsi, compte tenu des résultats obtenus chez l'animal avec le benzo(a)anthracène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le chrysène et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène, ces substances sont considérées comme cancérigènes probables chez l'humain (groupe B2).

Le coefficient de cancérogénicité par voie orale pour le benzo(a)pyrène a été établi à partir de la valeur médiane des pentes obtenues dans les études de Neal et Rigdon (1967) chez la souris et de Brune *et al.* (1981) chez le rat Sprague-Dawley. Une augmentation significative des tumeurs aurait été observée au niveau du pré-estomac (Neal et Rigdon, 1967; Brune *et al.*, 1981), de l'œsophage et du larynx (Brune *et al.*, 1981) après l'ingestion répétée de benzo(a)pyrène. La valeur proposée par l'U.S. EPA (2003) s'établit à $7,3 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$ et est basée sur la moyenne géométrique des pentes obtenues à partir de quatre méthodes différentes d'extrapolation à faible dose. Précisons que CalEPA (1999) utilise plutôt les estimations de l'extrapolation linéaire multistade obtenues avec les résultats de l'étude de Neal et Rigdon (1967) et propose un coefficient de $11,7 \text{ (mg/kg/d)}^{-1}$.

Dans le cas des autres HAP, en raison des résultats parfois contradictoires concernant la cancérogénicité, du manque d'information sur plusieurs d'entre eux, et du fait que certains congénères aient montré un potentiel cancérigène évident, plusieurs auteurs ont proposé des facteurs d'équivalence pour définir la puissance cancérigène de ces HAP à partir de celui calculé pour le benzo(a)pyrène (Nisbet *et al.*, 1992; CalEPA, 1999; Krewski *et al.*, 1989; Malcolm *et al.*, 1994; McClure, 1996; Meek *et al.*, 1994; Muller *et al.*, 1997). Ainsi, le facteur d'équivalence pour un HAP a été établi en attribuant à ce composé un poids de toxicité relatif par rapport au benzo(a)pyrène (cette molécule ayant un facteur égal à 1).

En ce qui a trait à la voie respiratoire, aucune étude épidémiologique ou toxicologique ne permettrait, selon l'U.S. EPA, d'établir une relation certaine entre l'exposition aux HAP et l'augmentation de tumeurs au niveau des diverses composantes de l'arbre respiratoire. Ainsi, aucun coefficient de cancérogénicité n'a été développé par cette agence pour l'inhalation. CalEPA (1999) propose néanmoins un coefficient de cancérogénicité pour cette voie en utilisant les résultats de l'étude de Thyssen *et al.* (1981). Ces auteurs auraient noté une augmentation significative des tumeurs au niveau de la cavité nasale, du pharynx, du larynx et de la trachée chez des hamsters syriens exposés pendant 109 semaines au benzo(a)pyrène. À partir des résultats obtenus, les auteurs suggèrent un LOEL (concentration minimale produisant un effet délétère observable) de $9,5 \text{ mg/m}^3$.

4 Valeurs toxicologiques de référence

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) utilisées pour l'évaluation des risques non cancérigènes et non cancérogènes des HAP sont celles qui ont été retenues par l'INSPQ dans son étude sur la validation des critères B et C de *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* du MDDEP [27]. Ces VTR sont présentées aux tableaux 3 et 4.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques de certains HAP

Paramètre	Unité	Acénaphthène		Acénaphthylène		Anthracène		Benzo(a)anthracène		Benzo(a)pyrène		benzo(b)fluoranthène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
No CAS	-	83-32-9		208-96-8		120-12-7		56-55-3		50-32-8		205-99-2	
Poids moléculaire	g/mol	154,21	[13]	152,2	[1]	178,23	[14]	228,3	[1]	252,3	[1]	252,3	[1]
Point de fusion	K	368,2	[1]	365,7	[1]	491,2	[1]	431,7	[1]	452,3	[1]	441,5	[1]
Pression de vapeur	Pa	0,282 (20°C)	[13]	3,87 (20°C)	[1]	$2,27 \times 10^{-3}$ (25°C)	[1]	$2,93 \times 10^{-6}$ (20°C)	[1]	$7,3 \times 10^{-7}$ (25°C)	[23]	$6,7 \times 10^{-5}$ (20°C)	[15]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	$2,41 \times 10^{-2}$ (25°C)	[13]	$2,58 \times 10^{-2}$	[1]	$7,23 \times 10^{-3}$ (25°C)	[14]	$4,38 \times 10^{-5}$	[1]	$1,19 \times 10^{-5}$ (25°C)	[23]	$4,75 \times 10^{-5}$ (20°C)	[15]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	14,7	[13]	146,92	[1]	5,04	[14]	0,1	[1]	0,04 (20 - 25 °C)	[23]	1,24	[1]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	$8,3 \times 10^3$	[13]	$1,17 \times 10^4$	[1]	$2,82 \times 10^4$	[14]	$4,07 \times 10^5$	[1]	$1,15 \times 10^6$	[1]	$3,72 \times 10^6$	[15]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,364 à 25°C	[13]	n.d.	[1]	0,37	[14]	n.d.	[1]	0,39	[23]	0,29	[15]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	$6,64 \times 10^5$ (25°C)	[13]	n.d.	[1]	$5,81 \times 10^{-5}$	[14]	n.d.	[1]	$5,96 \times 10^{-4}$	[23]	$4,43 \times 10^{-5}$	[15]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	4 578	[13]	25	[1]	$2,57 \times 10^4$	[14]	$2,00 \times 10^5$	[1]	$5,5 \times 10^6$	[1]	$1,5 \times 10^5 - 6,3 \times 10^5$	[15]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	n.d.	[13]			n.a.	[14]	n.d.	[1]	n.a.	[23]	48,9 - 7 244	[15]
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-									$2,66 \times 10^3$	[23]		
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-									$3,37 \times 10^{-4}$	[23]		
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-									$1,0 \times 10^{-3}$	[23]		
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-									$1,3 \times 10^{-4}$	[23]		
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h					n.d.	[14]			1,2	[23]	1,2	[15]

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques de certains HAP (suite)

Paramètre	Unité	benzo(j)fluoranthène		Benzo(k)fluoranthène		Benzo(g,h,i)pérylène		Chrysène		Dibenzo(a,h)anthracène		Dibenzo(a,h)pyrène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
No CAS	-	205-82-3		207-08-9		191-24-2		218-01-9		53-70-3		189-64-0	
Poids moléculaire	g/mol	252,32	[1]	252,3	[25]	276,34	[24]	228,3	[16]	278,35	[26]	302	[28]
Point de fusion	K	439,2	[1]	488,9	[1]	546,2	[1]	528,7	[1]	535,2	[1]	590	[28]
Pression de vapeur	Pa	$2,0 \times 10^{-6}$	[1]	$1,3 \times 10^{-8}$	[1]	$1,4 \times 10^{-8}$	[24]	$8,40 \times 10^{-5}$ (25°C)	[16]	$1,3 \times 10^{-8}$ (20°C)	[26]	$8,55 \times 10^{-10}$	[35]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	$2,68 \times 10^{-5}$ (25°C)	[1]	$3,01 \times 10^{-6}$ (25°C)	[25]	$9,41 \times 10^{-7}$ (25°C)	[24]	$8,76 \times 10^{-6}$ (25°C)	[16]	$1,8 \times 10^{-6}$ (25°C)	[26]	$3,5 \times 10^{-4}$	[34]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	0,1	[1]	0,069 (25°C)	[25]	$1,46 \times 10^2$	[1]	9,5 (25°C)	[16]	$4,8 \times 10^{-3}$ (25°C)	[26]	$1,43 \times 10^{-3}$	[32]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	$1,32 \times 10^6$	[1]	$1,15 \times 10^6$	[1]	$3,16 \times 10^6$	[1]	$1,45 \times 10^5$	[1]	$6,92 \times 10^6$	[1]	$1,91 \times 10^7$	[33]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j			0,29	[25]	n.d.	[24]	0,21 (25°C)	[16]	0,27	[26]	0,17	[29]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j			$4,43 \times 10^5$	[25]	n.d.	[24]	$5,37 \times 10^{-5}$ (25°C)	[16]	$4,51 \times 10^5$	[26]	$8,62 \times 10^{-6}$	[29]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	$5,6 \times 10^4$	[1]	$5,5 \times 10^5$	[1]	$1,58 \times 10^6$	[1]	$2,0 \times 10^5$	[1]	$3,3 \times 10^6$	[1]	$2,2 \times 10^5$	[9]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg			n.a.	[25]	n.d.	[24]	n.d.	[16]	n.d.	[26]		
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-			$3,3 \times 10^4$	[25]	$6,4 \times 10^4$	[24]			10	[26]		
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h			n.d.	[25]	n.d.	[24]	0,81	[16]	2,7	[26]		

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques de certains HAP (suite)

Paramètre	Unité	Dibenzo(a,i)pyrène		Dibenzo(a,l)pyrène		Fluornathène		Fluorène		Indéno(1,2,3-c,d)pyrène		Méthyl-1 naphthalène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
No CAS	-	189-55-9		191-30-0		206-44-0		86-73-7		193-39-5		90-12-0	[2]
Poids moléculaire	g/mol	302	[28]	302	[37]	202,26	[17]	166,2	[1]	276,3	[1]	142,2	[2]
Point de fusion	K	555	[28]	501	[4]	284	[1]	389,7	[1]	436,6	[1]	251,15	[2]
Pression de vapeur	Pa	$6,4 \times 10^{-8}$	[35]	$6,4 \times 10^{-8}$	[35]	$1,2 \times 10^{-3}$ (25°C)	[17]	$9,10 \times 10^{-2}$ (25°C)	[18]	$1,3 \times 10^{-8}$ (25°C)	[19]	7,2	[2]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	$3,59 \times 10^{-4}$	[34]	0,11	[34]	$1,29 \times 10^{-3}$ (25°C)	[17]	$1,20 \times 10^{-2}$ (25°C)	[18]	$2,24 \times 10^{-4}$ (20°C)	[19]	0,18 (25°C)	[2]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	$1,43 \times 10^{-3}$	[32]	$1,43 \times 10^{-3}$	[32]	1,5 (25°C)	[17]	10,13	[1]	$2,9 \times 10^{-2}$	[19]	36,5	[2]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	$1,91 \times 10^7$	[33]	$5,13 \times 10^7$	[33]	$7,94 \times 10^4$	[1]	$1,51 \times 10^4$	[1]	$3,8 \times 10^6$	[1]	$7,4 \times 10^3$	[2]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,17	[29]	0,284	[36]	0,34	[17]	0,39	[18]	0,27	[19]		
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	$8,62 \times 10^{-6}$	[29]	$5,51 \times 10^{-6}$	[36]	$5,0 \times 10^{-5}$	[17]	$5,87 \times 10^{-5}$	[18]	$4,4 \times 10^{-5}$	[19]		
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	$2,2 \times 10^5$	[9]	$2,1 \times 10^7$	[5]	$3,8 \times 10^4$	[1]	$7,24 \times 10^3$	[1]	$1,58 \times 10^6$	[1]	n.d.	[2]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg					n.d.	[17]						
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-					378	[17]	396 - 2 230	[18]				
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h					0,36	[17]	n.d.	[18]	1,9	[19]		

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques de certains HAP (suite)

Paramètre	Unité	Méthyl-2 naphthalène		Méthyl-3 chloranthène		Naphthalène		Phénanthrène		Pyréne	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
No CAS	-	91-57-6		56-49-5		91-20-3		85-01-8		129-00-00	
Poids moléculaire	g/mol	142,2	[2]	268	[28]	128,2	[2]	178,23	[21]	202,3	[1]
Point de fusion	K	307,75	[2]	453	[28]	353,7	[2]	373,15	[1]	429	[1]
Pression de vapeur	Pa	9,01	[2]	$2,67 \times 10^{-6}$	[30]	11,6	[2]	$9,1 \times 10^{-2}$ (20°C)	[21]	$3,33 \times 10^{-4}$ (25°C)	[1]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	0,17 (25°C)	[2]	$1,08 \times 10^{-5}$	[32]	0,25 (25°C)	[2]	$6,73 \times 10^{-3}$ (25°C)	[21]	$6,43 \times 10^{-4}$ (25°C)	[1]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	50,56	[2]	$2,5 \times 10^4$	[30]	46,6	[2]	3,98 (25°C)	[21]	1,15	[1]
Coefficient de partage octanol-eau (K _{ow})	-	$7,2 \times 10^4$	[2]	$2,63 \times 10^6$	[33]	1949,8	[2]	$2,82 \times 10^4$	[1]	$7,59 \times 10^4$	[1]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j			0,64	[29]	0,467	[20]	0,47	[21]	0,235 (25°C)	[22]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j			$1,3 \times 10^{-4}$	[29]	$6,2 \times 10^5$	[20]	$4,92 \times 10^{-5}$	[21]	$6,26 \times 10^5$	[22]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (K _{oc})	L/kg	$2,45 \times 10^3$	[2]	$1,78 \times 10^6$	[6]	933	[2]	$1,41 \times 10^4$	[1]	$3,8 \times 10^4$	[1]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h							0,23	[21]	n.d.	[22]

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains HAP

Paramètre	Unité	Acénaphène		Acénaphylène		Anthracène		Benzo(a)anthracène		Benzo(a)pyrène		benzo(b)fluoranthène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	5,6 x 10 ⁻⁶	[27]	2,1 x 10 ⁻⁸	[8]	3,4 x 10 ⁻⁶	[27]	3,6 x 10 ⁻⁶	[27]	1,9 x 10 ⁻⁶	[27]	6,7 x 10 ⁻⁶	[27]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,1 x 10 ⁻⁵	[7]	1,1 x 10 ⁻⁶	[8]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]	2,5 x 10 ⁻⁶	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]
Doses dans les aliments :													
0 - 6 mois	mg/kg/j	1,3 x 10 ⁻⁴	[27]			1,27 x 10 ⁻⁵	[27]						
7 mois - 4 ans	mg/kg/j	3,0 x 10 ⁻⁴	[27]			4,17 x 10 ⁻⁵	[27]						
5 - 11 ans	mg/kg/j	2,2 x 10 ⁻⁴	[27]			3,16 x 10 ⁻⁵	[27]						
12 - 19 ans	mg/kg/j	1,7 x 10 ⁻⁴	[27]			2,51 x 10 ⁻⁵	[27]						
20 ans et plus	mg/kg/j	1,9 x 10 ⁻⁴	[27]			2,84 x 10 ⁻⁵	[27]						

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains HAP (suite)

Paramètre	Unité	benzo(j)fluoranthène		Benzo(k)fluoranthène		Benzo(g,h,i)pérylène		Chrysène		Dibenzo(a,h)anthracène		Dibenzo(a,h)pyrène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	3,1 x 10 ⁻⁶	[27]	2,3 x 10 ⁻⁶	[27]	2,0 x 10 ⁻⁶	[27]	9,0 x 10 ⁻⁶	[27]	4,0 x 10 ⁻⁷	[27]	1,6 x 10 ⁻⁷	[9]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	n.d.	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]	2,5 x 10 ⁻⁶	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	*
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]
Doses dans les aliments :													
0 - 6 mois	mg/kg/j												
7 mois - 4 ans	mg/kg/j												
5 - 11 ans	mg/kg/j												
12 - 19 ans	mg/kg/j												
20 ans et plus	mg/kg/j												

* Valeur utilisée par défaut.

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains HAP (suite)

Paramètre	Unité	Dibenzo(a,i)pyrène		Dibenzo(a,l)pyrène		Fluornathène		Fluorène		Indéno(1,2,3-c,d)pyrène		Méthyl-1 naphthalène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	7,9 x 10 ⁻⁸	[10]	1,0 x 10 ⁻⁶	[11]	2,1 x 10 ⁻⁵	[27]	7,5 x 10 ⁻⁶	[27]	2,0 x 10 ⁻⁶	[27]		
Concentration dans l'eau potable	mg/L	5,0 x 10 ⁻⁶	*	5,0 x 10 ⁻⁶	*	8,0 x 10 ⁻⁶	[27]	5,8 x 10 ⁻⁵	[27]	2,5 x 10 ⁻⁶	[27]		
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]
Doses dans les aliments :													
0 - 6 mois	mg/kg/j					7,0 x 10 ⁻⁵	[27]	5,0 x 10 ⁻⁵	[27]				
7 mois - 4 ans	mg/kg/j					1,9 x 10 ⁻⁴	[27]	6,0 x 10 ⁻⁵	[27]				
5 - 11 ans	mg/kg/j					1,5 x 10 ⁻⁴	[27]	4,0 x 10 ⁻⁵	[27]				
12 - 19 ans	mg/kg/j					1,1 x 10 ⁻⁴	[27]	3,0 x 10 ⁻⁵	[27]				
20 ans et plus	mg/kg/j					1,3 x 10 ⁻⁴	[27]	3,0 x 10 ⁻⁵	[27]				

* Valeur utilisée par défaut.

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour certains HAP (suite)

Paramètre	Unité	Méthyl-2 naphthalène		Méthyl-3 chloranthène		Naphthalène		Phénanthrène		Pyrène	
		Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.	Valeur	Réf.
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	6,4 x 10 ⁻²	[12]			8,5 x 10 ⁻⁵	[27]	4,0 x 10 ⁻⁵	[27]	1,5 x 10 ⁻⁵	[27]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	3,8 x 10 ⁻⁶	[12]			2,6 x 10 ⁻⁵	[27]	2,3 x 10 ⁻⁵	[27]	5,0 x 10 ⁻⁶	[27]
Concentration dans les sols	mg/kg	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]	0,1	[31]
Doses dans les aliments :											
0 - 6 mois	mg/kg/j					1,1 x 10 ⁻⁴	[27]			8,0 x 10 ⁻⁵	[27]
7 mois - 4 ans	mg/kg/j					2,4 x 10 ⁻⁴	[27]			2,9 x 10 ⁻⁴	[27]
5 - 11 ans	mg/kg/j					1,3 x 10 ⁻⁴	[27]			2,2 x 10 ⁻⁴	[27]
12 - 19 ans	mg/kg/j					8,0 x 10 ⁻⁵	[27]			1,6 x 10 ⁻⁴	[27]
20 ans et plus	mg/kg/j					7,0 x 10 ⁻⁵	[27]			1,7 x 10 ⁻⁴	[27]

Tableau 3 : Effets non cancérogènes

HAP	Dose (mg/kg-j)	Effet critique et/ou organes cibles	NOAEL (mg/kg-j)	Facteur d'incertitude
Effets autres que le cancer par ingestion				
Acénaphène	60×10^{-3}	Hépatotoxicité chez la souris	175	3 000
Anthracène	300×10^{-3}	Aucun effet observé chez la souris	1000	3 000
Fluoranthène	40×10^{-3}	Néphropathie, augmentation du poids du foie, altérations hématologiques et effets cliniques (souris)	125	3 000
Fluorène	40×10^{-3}	Diminution des globules rouges, du volume cellulaire et de l'hémoglobine (souris)	125	3 000
Naphtalène	20×10^{-3}	Diminution du poids corporel, rats	71	3 000
Pyrène	30×10^{-3}	Rein (pathologie des tubules rénaux, diminution poids du rein) chez la souris	75	3 000
Effets autres que le cancer par inhalation				
Naphtalène	$0,9 \times 10^{-3}$	Hyperplasie et métaplasie de l'épithélium respiratoire et olfactif, respectivement (souris)	3,0 (LOAEL)	3 000

D'après INSPQ (2005) [27].

Tableau 4 : Effets cancérigènes

HAP	Excès de risque unitaire (mg/kg/j) ⁻¹		Équivalents-BaP INSPQ	Note
	Inhalation	Ingestion		
Benzo(a)anthracène	0.0137	0.73	0,1	1
Benzo(a)pyrène	0.137	7.3	1,0	1
Benzo(b)fluoranthène	0.0137	0.73	0,1	1
Benzo(j)fluoranthène	0.0137	0.73	0,1	1
Benzo(k)fluoranthène	0.0137	0.73	0,1	1
Benzo(g,h,i)pérylène	0.00137	0.073	0,01	1
Chrysène	0.00137	0.073	0,01	1
Dibenzo(a,h)anthracène	4.1	4.1	1,0	2
Dibenzo(a,h)pyrène	1.37	73	10	1
Dibenzo(a,i)pyrène	1.37	73	10	1
Dibenzo(a,l)pyrène	1.37	73	10	1
Diméthyl-7,12 Benzo(a)anthracène	250	250		2
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	0.0137	0.73	0,1	1
Méthyl-3 cholanthrène	22	22		2
Phénanthrène	0.000137	0.0073	0,001	1

1 : Retenu par INSPQ [27] et déterminé en utilisant l'ERU du BaP et l'équivalent BaP.

2 : ERU établi par CalEPA [3].

Références numérotées

1. ATSDR. 1995. Toxicological profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
2. ATSDR. 2005. Toxicological profile for naphthalene, 1-methylnaphthalene, and 2-methylnaphthalene. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
3. CalEPA. 2005. Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines: Part II, Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment.
4. Casellato, F., C. Vecchi, and A. Girelli. 1973. Differential calorimetric study of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Thermochemica Acta*, 6: 5144-5151.
5. EPA, U. 1996. Soil-Screening Guidance: Technical Background Document- Part 5: Chemical-Specific Parameters. EPA/540/R-95/128. United States Environmental Protection Agency (US EPA).
6. HSDB. 2001. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data – 3-Methylcholanthrene - CASRN : 56-49-5. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2003-08-29.
7. HSDB. 2001. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data - Acenaphthene - CASRN : 83-32-9. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2001-09-08.
8. HSDB. 2001. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data - Acenaphthylene - CASRN : 208-96-8. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2001-09-08.
9. HSDB. 2003. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data - Dibenzo(a,h)pyrene - CASRN : 189-64-0. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2003-08-29.
10. HSDB. 2003. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data - Dibenzo(a,i)pyrene - CASRN: 189-55-9. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2003-08-29.

11. HSDB. 2003. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data - Dibenzo(a,l)pyrene - CASRN : 191-30-0. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2003-08-29.
12. HSDB. 2005. (En ligne : Accès en décembre 2006). Toxicology data - 2-Methylnaphthalene - CASRN : 91-57-6. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2005-10-27.
13. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Acénaphène. INERIS-DRC-02-25590-02DR49. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
14. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Anthracène. INERIS-DRC-01-25590-01DR035. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
15. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Benzo(b)fluoranthène. INERIS-DRC-02-25590-02DF47. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
16. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Chrysène. INERIS-DRC-03-47020-00DD053. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
17. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Fluoranthène. INERIS-DRC-01-25590-01DR123. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
18. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Fluorène. INERIS-DRC-02-25590-02DF50. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
19. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Indéno(1,2,3-cd)pyrène. INERIS-DRC-01-25590-01DR122. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
20. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Naphtalène. INERIS-DRC-01-25590-00DF250. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
21. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Phénanthrène. INERIS-DRC-01-25590-00DF251. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
22. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Pyrène. INERIS-DRC-02-25590-02DF51. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.

23. INÉRIS. 2006. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Benzo(a)pyrène. INERIS-DRC-01-25590-00F252. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
24. INÉRIS. 2006. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Benzo(g,h,i)pérylène. INERIS-DRC-03-47020-03DR051. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
25. INÉRIS. 2006. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Benzo(k)fluoranthène. INERIS-DRC-02-25590-02DF48. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
26. INÉRIS. 2006. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Dibenzo(a,h)anthracène. INERIS-DRC-01-25590-01DR125. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
27. INSPQ. 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.
28. Lide, D.R. 2002. Handbook of Chemistry and Physics. CRC Press.
29. Lyman, W.J., W.F. Reel, and D.H. Rosenblatt. 1990. Handbook of chemical property estimation methods. American Chemical Society, McGraw Hill inc.
30. Mackay, D., W.Y. Shiu, and K.C. Ma. 2000. Physical-Chemical Properties and Environmental Fate Handbook. Chapman & Hall, CRC netbase.
31. MDDEP. 2002. (En ligne : Accès en février 2007). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
32. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1991. Bond contribution method for estimating Henry's law constants. Environmental Toxicology and Chemistry, 10: 1283-1291.
33. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1995. Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York.
34. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1996. Sources and estimations of octanol-water partition coefficients and water solubilities. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York.
35. Neely, W.B. and G.E. Blau. 1985. Environmental exposure from chemicals – Volume 1. Boca Raton, Florida: CRC Press.

36. US EPA. 2000. CHEM 9 - Compound properties estimation data. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Air Emissions Program - Prepared for Chemicals and Petroleum Branch, OAQPS, Research Triangle Park.
37. Verschueren, K. 1996. Handbook of environmental data on organic chemicals. New York: Van Nostrand Reinhold Compagny.

Références (suite)

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- Meek, M. E., P. K. L. Chan, et al. (1994). "Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Evaluation of Risks to Health from Environmental Exposure in Canada." *Environ. Carcino. & Ecotox. Revs* **C12(2)**(443-452).
- Nisbet, I. C. T. and P. K. Lagoy (1992). "Toxic Equivalency Factors (TEFS) for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons." *Reg. Toxicol. Pharmacol.* **16**: 290-300.
- Ville de Québec. 2012. Concentrations moyennes annuelles 2011 dans l'eau potable du secteur de Sillery pour les indicateurs ciblés de qualité de l'eau. Communication personnelle du 20 avril 2012 avec François Proulx.

**. *Hydrocarbures aromatiques
monocycliques (HAM)***

Benzène 71-43-2

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg/j)	
4×10^{-3} (IRIS 2003) ^a	30 (IRIS 2003) ^a	8×10^{-3}	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg/j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg/j) ⁻¹	
0,042 ^b	6×10^{-6} (OMS 2000) ^a	0,021	--

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2005)

^b Valeur dérivée du coefficient par inhalation

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2000)^a : cancérogène (groupe A) selon IARC (1998) : cancérogène (groupe 1) selon Gouvernement du Canada (1993) : cancérogène (groupe I).

Concentration de référence – exposition aiguë

La concentration de référence ($1\,300 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 0,4 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste sévère (autre que le cancer) advenant une exposition de courte durée (6 heures). Elle est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur la reproduction réalisée sur des rats exposés à raison de 6 heures/jour durant 5 jours consécutifs (Coate et al. 1984 cités par Cal/EPA). Des rates avaient été exposées au benzène (0, 1, 10, 40 ou 100 ppm) durant les jours de gestation 6 à 15. Une NOAEL de 40 ppm avait été obtenue (diminution du poids des fœtus dans le groupe 100 ppm). Aucun effet tératogène, fœtotoxique ni aucune toxicité chez le lien maternelle n'avaient été mises en évidence à 40 ppm ou moins. Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation interspèces et 10 pour variabilité interindividuelle) a été appliqué. Les effets moyennement sévères à court terme liés au benzène (dépression de la réponse immunitaire et effets hématopoïétiques) ont été mis en évidence uniquement lors d'exposition répétées durant au moins cinq jours. Cal/EPA (2000) n'a donc recommandé aucune valeur pour une exposition de très courte durée (1 heure) liée à de tels effets.

ATSDR (2005) propose une concentration limite de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,009 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 10 ppm associée à la venue d'effets peu sévères sur le système immunitaire de souris exposées durant 6 jours consécutifs (0, 10, 31, 100 et 301 ppm), à raison de 6 heures/jour (Rozen et al. 1984 cités par ATSDR). Cette concentration a été

ajustée pour une période d'exposition continue ($LOAEL_{continue} = 3 \text{ ppm}$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèces basée sur une conversion dosimétrique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 50 ppm durant 30 minutes ou moins (HSDB 2007).

L'AIHA (2007) a établi un ERPG-1 de 50 ppm et un ERPG-2 de 150 ppm.

Doses de référence – exposition chronique

Voie orale

La dose de référence retenue pour le benzène ($4 \times 10^{-3} \text{ mg/kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2005).

Cette valeur est dérivée de la concentration repère de $8,2 \text{ mg/m}^3$ servant de base à la dérivation de la concentration de référence. Cette concentration correspond à une dose par ingestion de $1,2 \text{ mg/kg.j}^1$. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (même justification que pour la concentration de référence). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est moyen.

Aucune dose de référence par ingestion n'a été proposée par les autres organismes (ATSDR, OMS, RIVM, Santé Canada).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($30 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, soit une dose par inhalation de $8 \times 10^{-3} \text{ mg/kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2005) pour une exposition chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique réalisée sur 44 travailleurs exposés par inhalation durant 6,3 années (moyenne) à une concentration moyenne de benzène de 99 mg/m^3 (Rothman *et al.* 1996). Les travailleurs ont été répartis en deux groupes : un groupe exposé à moins de 99 mg/m^3 ($n=22$, exposition moyenne : $43,4 \text{ mg/m}^3$) et un groupe exposé à plus de 99 mg/m^3 ($n=22$, exposition moyenne : 293 mg/m^3). Tous les paramètres sanguins évalués (nombre d'hématies, de leucocytes, de lymphocytes, de plaquettes, hématicrite et volume corpusculaire moyen (MCV)) ont été diminués (sauf MCV : augmenté) chez les travailleurs fortement exposés. Dans le groupe faiblement exposé, seul le nombre de lymphocytes a été significativement diminué. Une BMCL (effet sur le décompte des lymphocytes correspondant à un écart-type de la moyenne des témoins) de 23 mg/m^3 a été estimée selon un modèle linéaire ($BMC=43,7 \text{ mg/m}^3$). La BMCL équivalente pour une exposition continue dans la population générale ($8,2 \text{ mg/m}^3$) a été divisée par un facteur d'incertitude

1

Extrapolation basée sur un taux d'absorption par ingestion de 100 %, un taux d'absorption par inhalation de 50 %, un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

de 300 (3 pour l'utilisation d'une BMCL, 10 pour la variabilité interindividuelle, 3 pour l'utilisation de données issues d'une exposition sous-chronique (<7 ans) et 3 pour le manque de données concernant la reproduction et le développement). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est moyen.

Cal/EPA (2005a) propose une valeur de 60 µg/m³ établie à partir d'une étude épidémiologique portant sur une cohorte de 303 travailleurs d'une raffinerie exposés au benzène durant 1 à 21 ans, de 1952 à 1978 (Tsai *et al.* 1983). Les doses d'expositions au benzène ont été déterminées par des analyseurs individuels. Aucun effet n'a été noté sur les paramètres sanguins pour une concentration moyenne dans l'air ambiant de 1,7 mg/m³, laquelle correspond donc à une NOAEL. Bien que la durée d'exposition moyenne ne soit que de 7,4 ans, l'exposition a été considérée comme chronique car 32 % des travailleurs étaient exposés depuis plus de 10 ans. L'exposition moyenne des travailleurs ajustée de manière continue ($\times 5/7 \times 10/20$) a été estimée à 0,61 mg/m³. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour la variabilité interindividuelle.

ATSDR (2005) propose un MRL de 10 µg/m³ (0,003 ppm) pour une exposition de durée chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des travailleurs exposés à des vapeurs de benzène durant $6,1 \pm 2,9$ ans à des concentrations moyennes de 0,04 (contrôle), 0,57, 2,85 ou 28,73 ppm (Lan *et al.* 2004a cités par ATSDR). Toutes les concentrations conduisaient à une diminution significative des paramètres sanguins (globules rouges et blancs, plaquettes). Une BMCL_{0,25sd}² de 0,10 ppm (0,32 mg/m³) a été estimée sur la base de la diminution du nombre de lymphocytes B (BMC_{0,25sd} = 0,42 ppm, inférieure à la plus faible dose testée de 0,57 ppm). La BMCL ajustée pour une exposition continue (0,03 ppm ou 96 µg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle).

Coefficients de cancérogénicité

Le benzène est classé comme cancérogène pour l'humain par U.S. EPA, IARC et Santé Canada. Chez l'humain, le benzène induit une augmentation de l'incidence de leucémie. Chez les rongeurs, des tumeurs sont induites à différents sites (foie, glandes mammaires, cavité nasale, lymphomes, leucémies, etc.).

Voie orale

Tous les coefficients de cancérogénicité proposés pour la voie orale sont des extrapolations à partir des risques unitaires (inhalation).

Afin d'être cohérents, le coefficient de cancérogénicité par voie orale retenu (0,042 (mg/kg.j)⁻¹) a été dérivé du risque unitaire retenu (soit 6×10^{-6} (µg/m³)⁻¹) en suivant la procédure d'extrapolation utilisée par U.S. EPA (soit un taux d'absorption par ingestion de 100 %, un taux d'absorption par inhalation de 50 %, un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/j). Le coefficient de cancérogénicité retenu se situe donc dans l'intervalle des valeurs proposées par

² Correspondant à une diminution du nombre de lymphocytes égale à 0,25 fois l'écart type du groupe témoin.

IRIS (2000), soit 0,015 à 0,055 (mg/kg.j)⁻¹, lesquelles sont issues des risques unitaires établis par IRIS à partir de données épidémiologiques par inhalation.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose un coefficient de cancérogénicité de 0,03 (mg/kg.j)⁻¹ dérivé du risque unitaire de 5×10^{-6} (µg/m³)⁻¹. Par analogie avec l'exposition par inhalation, le RIVM considère que cette valeur protège également la population contre les effets non cancérogènes du benzène. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur provisoire est moyenne, en raison de l'extrapolation voie-à-voie.

Cal/EPA (2005b) propose un coefficient de cancérogénicité de 0,1 (mg/kg.j)⁻¹ dérivé du risque unitaire de $2,9 \times 10^{-5}$ (µg/m³)⁻¹ (aucun détail fourni pour l'extrapolation inhalation-ingestion).

Santé Canada (2004) propose un coefficient de cancérogénicité de 0,014 (mg/kg.j)⁻¹. Cette valeur serait dérivée du risque unitaire de $3,3 \times 10^{-3}$ (mg/m³)⁻¹ à partir d'un poids corporel de 70,7 kg et d'un taux d'inhalation de 16 m³/jour.

Inhalation

Le risque unitaire retenu pour le benzène (6×10^{-6} (µg/m³)⁻¹) est celui proposé par l'OMS (2000). Cette valeur, comprise dans l'intervalle de valeurs proposées par U.S. EPA (2005), du même ordre de grandeur que celle proposée par Santé Canada et le RIVM, a aussi été retenue par le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France dans le cadre de la directive relative à la pollution de l'air ambiant (CSHPPF 1997).

Brièvement, l'OMS (WHO 2000) propose un risque unitaire de 6×10^{-6} (µg/m³)⁻¹ basé sur les données épidémiologiques de Rinsky *et al.* (1987) relatives à la survenue de leucémies chez des travailleurs du Pliofilm exposés par inhalation à des vapeurs de benzène. Les doses d'exposition utilisées sont celles estimées par Crump & Allen (1984) et par Paustenbach *et al.* (1992). Le risque unitaire retenu correspond à la moyenne géométrique des risques unitaires estimés par Crump (1994) selon un modèle de risques multiplicatifs, une exposition cumulative et une extrapolation linéaire.

U.S. EPA (2005) propose un intervalle de valeurs de $2,2 \times 10^{-6}$ à $7,8 \times 10^{-6}$ (µg/m³)⁻¹. Ces risques unitaires sont basés sur les données épidémiologiques de Rinsky *et al.* (1981 et 1987). Cette cohorte a été retenue car elle fournirait les meilleures données (large intervalle de niveau d'exposition et moins d'interférences dues à une co-exposition à d'autres substances que dans les autres études). IRIS propose un intervalle plutôt qu'une valeur unique afin de refléter l'incertitude des estimés, lesquels sont basés sur l'analyse de Crump (1992, 1994) des données d'exposition estimées par Crump & Allen (1984) et par Paustenbach (1992, 1993). Une extrapolation linéaire a été retenue car les données disponibles sont insuffisantes pour justifier une extrapolation sous-linéaire.

Santé Canada (2004) propose une CT_{0,05} de 15 mg/m³, soit un risque unitaire de $3,3 \times 10^{-6}$ (µg/m³)⁻¹. Cette valeur a été établie à partir d'une étude épidémiologique réalisée sur la cohorte de 1 165 travailleurs du Pliofilm (Rinsky *et al.* 1987 cités par

Gouvernement du Canada 1993). Une augmentation significative (par rapport aux taux nationaux) des décès dus à tous les types de néoplasmes lymphatiques et hématopoïétiques (rapport observé/attendu = 15:6,6) ainsi que des décès dus à la leucémie (rapport observé/attendu = 9:2,66) a été observée. L'augmentation de l'incidence de cancer a été reliée à l'exposition au benzène, seul solvant hématotoxique présent sur le lieu de travail. Pour le calcul de la $CT_{0,05}$, Santé Canada s'est basé sur l'estimation de l'exposition des travailleurs de Crump & Allen (1984).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une concentration de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un risque cancérigène de 10^{-4} , soit un risque unitaire de $5 \times 10^{-6} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur correspond à la limite inférieure de l'estimation du risque cancérigène (20 à $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour un risque de $1:10^{-4}$) issue du groupe de travail de l'Union Européenne (UE, 1999). Cette valeur est dérivée par extrapolation linéaire à partir des données de Rinsky *et al.* (1987), relatives à l'incidence de leucémies. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est élevée.

Le risque unitaire de $2,9 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposé par Cal/EPA (2005b) a également été établie à partir de données épidémiologiques de la cohorte de Rinsky (1981, 1985), mais les données les plus récentes (1987) n'ont pas été considérées. Ce risque unitaire est compris dans l'intervalle de valeurs basées sur d'autres données humaines ou obtenues chez l'animal.

Références

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf Site Internet : <http://www.aiha.org/Pages/default.aspx>
- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Benzene. Draft for Public Comment*. September 2005. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp3.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*.
- California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/71432.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf

- CSHPF (conseil supérieur d'hygiène publique de France) (1997). *Projet de directive concernant la pollution de l'air ambiant par le benzène.*
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *Loi canadienne pour la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation: benzène.* <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/benzene.pdf>
- IARC. 1998. The International Agency for Research on Cancer (IARC). Site Internet: <http://www.iarc.fr/en/websites/databases.php>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada.* http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007a). *Acute Exposure Guideline Levels (AEGLs). Benzene (interim).* Dernière mise à jour 12/12/06. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/opptintr/aeql/>
- U.S. EPA (2007b). *Integrated Risk Information System (IRIS). Benzene (dernière révision:2003).* <http://www.epa.gov/iris/subst/0276.htm>
- WHO (World Health organization) (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. Part II. Evaluation of risk to human health, Chap. 5.2 Benzene.* WHO regional publications, European series, No 91.

Éthylbenzène 100-41-4

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,1 (IRIS 1991) ^a	770 (RIVM 2001) ^a	0,22	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2007).

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) : non classable (groupe D) selon IARC (2000) : cancérogène possible (groupe 2B).

Concentration de référence – exposition aiguë

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR (1999), Cal/EPA (2000), ou AIHA (2007). L'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 100 ppm (soit 435 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Cette valeur permet de s'assurer de l'absence d'effets irritants sur les yeux et le nez chez l'humain (ACGIH 1986). Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 4 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV- TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

Doses de référence – exposition chronique**Voie orale**

La dose de référence retenue (0,1 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007) et RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est issue de l'étude de Wolf *et al.* (1956 cités par U.S. EPA) dans laquelle des rats femelles étaient exposés par gavage à des doses de 0, 13,6, 136, 408 et 680 mg/kg.j d'éthylbenzène à raison de 5 jours par semaine, durant 6 mois. Une NOAEL de 136 mg/kg.j et une LOAEL de 408 mg/kg.j (modifications histologiques au niveau du foie et des reins) ont été obtenues (soit des doses de 97 et 291 mg/kg.j après conversion pour une exposition continue). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué à la NOAEL ajustée (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique).

Le niveau de confiance attribué par U.S.EPA à cette dose de référence est faible car les niveaux de confiance accordés à l'étude (seuls des rats femelles ont été testés, la durée de l'étude n'était pas chronique) et à la banque de données (pas d'autre étude par voie orale recensée) sont faibles.

ATSDR (1999) et Santé Canada (2004) ne proposent aucune valeur. L'éthylbenzène n'a pas été évaluée par Santé Canada dans le cadre de la LCPE et la concentration maximale tolérable dans l'eau potable est basée sur des considérations organoleptiques (« objectif esthétique » $\leq 2,4 \mu\text{g/L}$, Santé Canada 1986).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($770 \mu\text{g/m}^3$) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001). Cette valeur est basée sur deux études du NTP menées chez le rat et la souris exposés par inhalation durant 13 semaines (0, 430, 1 075, 2 150, 3 225, 4 300 mg/m^3 , NTP 1992 cité par Baars) et 2 ans (0, 320, 1 075 et 3 225 mg/m^3 , NTP 1999 cité par Baars), respectivement, à raison de 6 heures par jour et 5 jours par semaine. En exposition sous-chronique, une augmentation du poids hépatique a été observée chez les rats mâles à partir de la concentration de 1 075 mg/m^3 (250 ppm), ce qui conduit à une NOAEL de 430 mg/m^3 (100 ppm), soit 77 mg/m^3 après ajustement pour une exposition continue. Chez les femelles, c'est principalement une augmentation du poids pulmonaire qui est significative à 250 ppm. Lors de l'exposition chronique, une diminution de la survie des rats mâles a été observée à la concentration de 3 225 mg/m^3 (750 ppm), ce qui conduit à une NOAEL de 1 075 mg/m^3 (250 ppm). Selon le RIVM, la NOAEL de l'étude chronique étant supérieure à la NOAEL de l'étude sous-chronique, c'est cette dernière qui doit être retenue pour l'élaboration de la concentration tolérable. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à la NOAEL ajustée de l'exposition sous chronique (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA (2005a) propose une REL chronique de 2 000 $\mu\text{g/m}^3$ (ou 0,4 ppm). Cette valeur est calculée à partir de l'étude chronique du NTP (1999 cité par Cal/EPA) chez le rat et la souris exposés par inhalation. Les effets sur les systèmes hépatique et endocrinien chez la souris, la diminution du poids corporel et les effets sur le système rénal chez le rat ont été identifiés comme étant les effets critiques à partir de 1 075 mg/m^3 (250 ppm). Une NOAEL de 325 mg/m^3 (75 ppm) a été ensuite ajustée à 57 mg/m^3 (ou 13 ppm) pour prendre en considération une exposition continue. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle). L'utilisation d'un facteur d'incertitude de 3 pour extrapolation interspèce (au lieu de 10) ne nous semble pas justifiée car le coefficient de partage sang:air n'étant pas connu chez le rat et l'humain, un ratio de 1,0 a été utilisé par défaut.

U.S. EPA (2007) propose une concentration de référence de 1 000 $\mu\text{g/m}^3$. Cette valeur découle d'études effectuées chez des rats et des lapins exposés à des concentrations de 0, 430 ou 4 300 mg/m^3 durant, respectivement, les 19 et les 24 premiers jours de gestation (Andrew *et al.* 1981 cités par U.S. EPA). Chez les lapins, une NOAEL de 430 mg/m^3 (100 ppm) a été obtenue (absence d'effets sur le développement, possible effet sur la mortalité fœtale à la plus forte dose).

Chez les rats, une LOAEL de 4 300 mg/m³ (1 000 ppm) a été établie du fait de l'observation d'effets sur le développement (côtes surnuméraires) à la plus forte dose. Les doses expérimentales n'ont pas été converties pour une exposition continue car il s'agit d'une étude sur le développement. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la NOAEL (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette valeur est faible. Aucune étude chronique et aucune étude sur le développement effectuée sur plusieurs générations n'avait été recensée lors de la publication des données présentées ici par U.S. EPA. La valeur de U.S. EPA (établie en 1991) n'a pas été retenue car elle n'a pas été remise en jour en fonction des nouvelles données disponibles. Elle est actuellement en cours de réévaluation.

ATSDR (1999) propose une MRL_{sc} de 4 300 µg/m³ pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est calculée à partir de la même NOAEL que celle utilisée par U.S. EPA (430 mg/m³ soit 100 ppm) à laquelle un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Coefficients de cancérogénicité

L'éthylbenzène n'est pas classé pour sa cancérogénicité pour l'humain par U.S. EPA (2007), mais il est considéré comme étant possiblement cancérogène pour l'homme par l'IARC (2000). Aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé par Cal/EPA (2005b), Santé Canada ou le RIVM.

Références

- ACGIH (1986). *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices*, Fifth Edition. Cincinnati, Ohio, American Conference of Governmental Industrial Hygienists
- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf ou <http://www.iarc.fr/en/websites/databases.php>
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Ethylbenzene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp110.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- IARC. 2000. The International Agency for Research on Cancer (IARC)
Site Internet: <http://www.iarc.fr/en/websites/databases.php>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.

- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Cal/EPA (2000). *Acute reference exposure levels (RELS)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/aiiAcRELS.html
- Santé Canada (1986). *Toluene, Ethylbenzene and the Xylenes*. Guidelines for Canadian Groundwater Drinking Water Quality – supporting document. 3 pages. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/water/pdf/dwg/toluene.pdf>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004.
- OMS (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Second Edition. Volume 2 - Health criteria and other supporting information*. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/en/2edvol2p2b.pdf
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Ethylbenzene* (dernière révision : 1991) <http://www.epa.gov/iris/subst/0041.htm>

Toluène 108-88-3

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,08 (IRIS 2005) ^a	5 000 (IRIS 2005) ^a	1,7 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--

-- : non disponible

^a : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b : dérivé de la concentration en tenant compte du taux d'absorption par inhalation (83 % selon ATSDR)

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2005)^a : non classable (informations inadéquates) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1992) : probablement non cancérogène pour l'humain (groupe IV-C) ancienne classification avant 1994

Concentration de référence – exposition aiguë

La concentration de référence ($37\,000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 9,8 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000). Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 40 ppm obtenue chez l'humain (Andersen et al. 1983 cités par ATSDR 2000). Des adultes de sexe masculin (4/dose) avaient été exposés par inhalation (0, 10, 40 ou 100 ppm) à raison de 6 heures par jour durant 4 jours. Des mesures physiologiques, une évaluation d'inconfort et des tests de performance (8) ont été réalisés. Toutes les doses d'exposition non nulles ont conduit à une modification significative du flux mucociliaire nasal. À 100 ppm, une augmentation significative de l'irritation du nez et des yeux a été observée (absence d'irritation de la gorge ou des voies respiratoires supérieures), ainsi qu'une augmentation de l'incidence de maux de tête, d'étourdissements et de sensation d'intoxication et un temps de réaction plus long à certains tests de performance. Aucun effet néfaste n'a été observé à 10 et 40 ppm. La concentration de référence est donc basée sur une NOAEL de 40 ppm obtenue chez l'humain pour une exposition de 6 heures. Cal/EPA a extrapolé cette exposition de 6 heures pour une durée d'exposition de 1 heure ($40^2\ \text{ppm} \times 6\ \text{h} = \text{C}^2 \times 1\ \text{h}$), ce qui a conduit à une concentration de 98 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

Cette valeur de référence est plus élevée que la MRL (1 ppm) proposée par ATSDR (2000) pour une exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. La MRL est aussi basée sur la NOAEL de 40 ppm obtenue chez l'humain par Andersen et al. 1983. La NOAEL a été convertie à 9,5 ppm pour une exposition

continue puis divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle). ATSDR propose une valeur arrondie (1 ppm au lieu de 0,95 ppm).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 50 ppm et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 250 ppm durant 30 minutes ou moins (HSDB 2007).

L'AIAH (2007) a établi un ERPG-1 de 50 ppm et un ERPG-2 de 300 ppm.

Doses de référence – exposition chronique

Voie orale

La dose de référence retenue pour le toluène (0,08 mg/kg.j) est celle proposée récemment par U.S. EPA (2007). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats F344 mâles et femelles exposés au toluène par gavage 5 jours par semaine durant 13 semaines à des doses de 0, 312, 625, 1 250, 2 500 ou 5 000 mg/kg.j (NTP 1990 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de 312 mg/kg.j et une LOAEL de 625 mg/kg.j (augmentation significative du poids du foie et des reins chez les mâles) ont été identifiées chez les mâles (soit NOAEL = 223 mg/kg.j et LOAEL = 446 mg/kg après ajustement pour une exposition continue). L'effet critique retenu est l'augmentation du poids des reins car les effets toxiques du toluène sur les tubules rénaux ont été rapportés dans plusieurs études menées chez l'humain (exposition aiguë par voie orale ou par inhalation). Aucun effet sur le poids du rein n'avait été observé chez des souris exposées dans des conditions similaires.

La dose de référence proposée par U.S. EPA est basée sur la BMDL₁₀ (238 mg/kg.j) correspondant à une augmentation de 10 % du poids du rein par rapport au 98^e centile du poids du rein dans le groupe témoin. Un facteur d'incertitude de 3 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique et 3 pour les lacunes de la banque de données (neurotoxicité, reproduction sur deux générations) et les contradictions concernant les données d'immunotoxicité). U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette valeur.

La valeur proposée par l'OMS (1996), le RIVM (Baars *et al.* 2001) et Santé Canada (2004) est de 0,2 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur la NOAEL (223 mg/kg.j) issue de l'étude utilisée par U.S.EPA (NTP 1990) à laquelle un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique et les lacunes de la banque de données).

ATSDR (2000) propose une MRL_{sc} de 0,02 mg/kg.j pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur a été établie à partir d'une LOAEL de 5 mg/kg.j prenant en compte une augmentation de la concentration de neurotransmetteurs dans le cerveau de souris, après une exposition par l'eau de boisson contaminée au toluène durant 28 jours (Hsieh *et al.* 1990 cités par ATSDR). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 parce que le MRL est établi à partir d'une LOAEL). Cette valeur n'a pas été retenue car, selon U.S. EPA (2005), les effets ont été

mesurés une seule fois immédiatement après la cessation de l'exposition. Il n'y a donc pas de données concernant la persistance de cet effet. De plus, aucune étude de neurotoxicité par voie orale n'ayant été réalisée pour le toluène, la modification du niveau de neurotransmetteurs n'a pu être corrélée avec des changements sur le comportement ou au niveau neuropsychologique ou neuroanatomique.

Inhalation

La concentration de référence retenue 5 000 µg/m³ est celle proposée récemment par U.S. EPA (2007). Cette valeur est basée sur les résultats de l'analyse de dix (10) études épidémiologiques menées chez des travailleurs et mettant en évidence des effets neurologiques (effet le plus sensible)³. Les NOAEL et les LOAEL étaient comprises entre 25 et 50 ppm et entre 83 et 132 ppm, respectivement. La moyenne arithmétique des NOAEL (34 ppm ou 128 mg/m³) a été utilisée pour dériver la concentration de référence, après ajustement pour une exposition continue dans la population générale (NOAEL_{ajustée} = 46 mg/m³). Cette valeur a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle) qui permet d'assurer la protection des enfants. U.S. EPA accorde un niveau de confiance élevé à cette concentration de référence.

Santé Canada (2004) propose une concentration admissible (3 800 µg/m³) qui est du même ordre de grandeur. Cette valeur est basée sur une étude clinique menée chez 16 volontaires, exposés 6 heures par jour, pendant 4 jours consécutifs, aux concentrations de 0, 10, 40 et 100 ppm (0, 38, 153, 383 mg/m³) (Andersen *et al.* 1983 cités par Gouvernement du Canada 1992). Les sujets ont été exposés à des concentrations différentes chaque jour. Aucun effet n'a été observé pour les concentrations de 38 et 153 mg/m³, mais des effets neurologiques et une irritation des voies respiratoires ont été observés à la plus forte concentration. La NOAEL convertie pour exposition continue (37,5 mg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10.

Cal/EPA (2005a) propose une REL chronique de 300 µg/m³ basée sur les résultats de l'étude de Hillefors-Berglund *et al.* (1995 cités par Cal/EPA) mettant en évidence des effets neurotoxiques chez des rats exposés par inhalation durant 4 semaines (après ajustement pour exposition continue : NOAEL = 7 ppm, LOAEL = 14 ppm). Des LOAEL semblables ont été obtenues dans quatre autres études, dont une menée chez l'humain. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à la NOAEL (1 pour variabilité interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour la durée sous-chronique de l'étude).

ATSDR (2000) propose une MRL de 300 µg/m³ (0,08 ppm) pour une exposition chronique. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 35 ppm (80 ppm pour une exposition continue) obtenue chez des travailleurs présentant des troubles de la vision des couleurs (études de Zavalic *et al.* citées par ATSDR). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL).

³ Contrairement à ce qui a été observé chez les animaux, l'irritation des voies respiratoires n'a été observée chez l'humain qu'à des doses supérieures à celles entraînant des effets neurologiques.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) a retenu la valeur proposée antérieurement dans la banque de données IRIS de U.S. EPA, soit 400 µg/m³. Cette valeur découle d'une étude épidémiologique transversale effectuée chez des travailleuses exposées professionnellement au toluène à une concentration moyenne de 332 mg/m³ durant en moyenne 5,7 années (groupe contrôle exposé à 49 mg/m³) (Foo *et al.* 1990 cités par Baars *et al.*). Une LOAEL de 332 mg/m³ (119 mg/m³ pour une exposition continue) a été identifiée (effets neurocomportementaux). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEC et 3 pour les lacunes dans la banque de données).

Coefficients de cancérogénicité

Le toluène est considéré comme non classable quant à son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA, IARC). Santé Canada (Gouvernement du Canada, 1992) considère le toluène comme probablement non cancérogène pour l'humain. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005b), RIVM (Baars *et al.* 2001) ou Santé Canada (2004).

Références

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2000). *Toxicological Profile for Toluene*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp56.html>
- Baars *et al.* (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n°711701025. (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada (1992). *Liste des substances d'intérêt prioritaire, le toluène*. Rapport d'évaluation n° 4. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/lcip1.htm>
- HSDB (2007). *Toluene*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>

- Santé Canada (1996). *Health-Based Tolerable daily intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. Rapport n° 96-EHD-194. Ottawa, Ontario. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194E.pdf>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. pp. 5. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2004. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Toluene* (dernière révision : 2005) <http://www.epa.gov/iris/subst/0118.htm>

Xylènes 1330-20-7

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,2 (IRIS 2003) ^a	100 (IRIS 2003) ^a	0,03	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S. EPA (2005)

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : -- (données inadéquates) selon IARC (1999) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada (1993) : probablement non cancérogène pour l'humain (groupe IV) *ancienne classification avant 1994*

Concentration de référence – exposition aiguë

La concentration de référence (22 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, soit 5 ppm) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2000).

Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure ou moins). Elle est basée sur une NOAEL de 100 ppm (430 mg/m^3) obtenue chez l'humain (Hastings et al. 1984 cités par Cal/EPA). Des adultes volontaires (50) avaient été exposés à de l'air filtré ou à des concentrations de 100, 200 ou 400 ppm durant 30 minutes afin d'évaluer le potentiel irritant du xylène sur les yeux, le nez et la gorge. Les pourcentages de sujets rapportant de l'irritation des yeux étaient de 56 %, 60 %, 70 % et 90 % pour les groupes témoins, 100 ppm, 200 ppm et 400 ppm, respectivement. Une NOAEL de 100 ppm (durant 30 min.) a été retenue puis convertie pour une exposition de 1 h (100¹ ppm x 0,5 h = C¹ x 1 h), ce qui a conduit à une concentration de 50 ppm. Cette concentration a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

ATSDR (2005) propose une concentration limite de 8 600 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2 ppm) pour protéger des effets par inhalation pour une durée d'exposition plus longue, pouvant atteindre 14 jours consécutifs. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 50 ppm obtenue chez l'humain et relative à des effets (faibles) sur le système respiratoire et des symptômes subjectifs de neurotoxicité (Ernstgard et al. 2002 cités par ATSDR). Des adultes volontaires (28 par sexe) avaient été exposés, à deux semaines d'intervalle entre chaque condition, à de l'air filtré (témoin), du *m*-xylène (50 ppm) et du 2-propanol (150 ppm) durant 2 heures. Durant et après

l'exposition, les sujets ont remplis des questionnaires portant sur leur inconfort. La fonction pulmonaire, l'enflure nasale et l'inflammation nasale ont été mesurés avant, juste après et/ou 3 heures après l'exposition, ainsi que la vision des couleurs et l'aveuglement. Une augmentation faible mais significative des symptômes rapportés par les sujets exposés au m-xylène a été observée à partir de 60 ou 118 minutes d'exposition (inconfort oculaire et nasal, détection d'odeur de solvant, sensation d'intoxication, inconfort de la gorge et des voies aériennes chez les femmes, difficultés respiratoires, nausée, maux de tête, somnolence). Des changements minimes mais significatifs ont aussi été observés pour les mesures objectives de la fonction respiratoire 3 heures après l'exposition chez les femmes seulement (réduction de la capacité de force vitale). Une LOAEL de 50 ppm a été retenue pour des effets de faible magnitude sur le système respiratoire et des symptômes de neurotoxicité. La LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL relative à des effets minimes et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 100 ppm (HSDB 2007). AIAH (2007) n'a établi aucun ERPG pour les xylènes.

Doses de référence – exposition chronique

Voie orale

La dose de référence retenue (0,2 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007). Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats Fischer 344 mâles et femelles exposés par gavage durant 103 semaines (à raison de 5 jours/semaine) à un mélange de xylènes (60 % de *m*-xylène; 13,6 % de *p*-xylène; 9,1 % d'*o*-xylène) et d'éthylbenzène (17 %) à des doses de 0, 250 ou 500 mg/kg.j (NTP 1986 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de 250 mg/kg.j et une LOAEL de 500 mg/kg.j (diminution du poids corporel et augmentation de la mortalité) ont été obtenues. Après ajustement une exposition continue, la NOAEL (179 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'absence d'études évaluant la neurotoxicité, la neurotoxicité développementale et la reproduction sur plusieurs générations). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen (niveau de confiance moyen pour l'étude (erreurs survenues lors du gavage des animaux), et la base de données).

L'OMS (2004) propose une valeur de 0,18 mg/kg.j basée sur la même étude (NTP 1986) et la même démarche que celles retenues par U.S. EPA. Toutefois, la valeur retenue n'a pas été arrondie. ATSDR (2005) propose une valeur de 0,6 mg/kg.j pour une exposition chronique, également basée sur la NOAEL de 250 mg/kg.j issue de l'étude du NTP (1986). Après correction pour une exposition continue, la NOAEL (179 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données concernant des effets neurologiques sensibles).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une dose tolérable de 0,15 mg/kg.j basée sur la même étude que celle utilisée par ATSDR. Le facteur d'incertitude appliqué est de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour tenir compte de la courte durée d'exposition). Aucun

facteur d'incertitude n'a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'une LOAEL du fait de la nature des effets observés et ce même à des concentrations supérieures à la LOAEL.

Santé Canada (2004) propose une valeur de 1,5 mg/kg.j basée sur une NOAEL de 150 mg/kg.j (absence de modification du poids relatif et absolu du foie chez des rats exposés par gavage durant 90 jours, Condie *et al.* 1988 cités par Health Canada 1996) divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Inhalation

La concentration de référence par inhalation ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) retenue est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est issue d'une étude de durée sous-chronique montrant une diminution de la coordination motrice chez des rats exposés à un mélange iso-concentré de *m*-xylène durant 3 mois, à raison de 6 heures/jour et 5 heures/semaine (Korsak *et al.* 1994 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de 50 ppm (équivalent humain de $39 \text{ mg}/\text{m}^3$) et une LOAEL de 100 ppm ($78 \text{ mg}/\text{m}^3$) ont été identifiées. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle, 3 pour la durée d'exposition sous-chronique et 3 pour les incertitudes de la base de données). Il est à noter que le *m*-xylène est l'isomère le plus largement représenté dans les mélanges commerciaux de xylènes et que les trois isomères semblent avoir les mêmes propriétés toxicologiques. U.S. EPA précise que les études effectuées chez l'animal permettent de mieux caractériser les effets toxiques des xylènes sur le système nerveux et le développement que les études épidémiologiques. C'est pourquoi la dose de référence proposée par U.S. EPA a été retenue (elle est d'ailleurs plus conservatrice que celles issues des études épidémiologiques et dérivées par ATSDR et Cal/EPA).

ATSDR (2005) propose une MRL de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,05 ppm) pour une exposition chronique au mélange d'isomères de xylène. Cette valeur découle d'une étude effectuée chez des travailleurs exposés en moyenne durant 7 ans au mélange d'isomères de vapeurs de xylène à une concentration moyenne de 14 ppm (Uchida *et al.* 1993 cité par ATSDR). Les symptômes subjectifs rapportés par ces travailleurs incluaient l'anxiété, la perte de mémoire, l'incapacité de se concentrer, l'irritation oculaire et nasale, le vertige et l'angine. Un facteur d'incertitude de 300 (10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 3 pour l'absence d'autres études permettant d'évaluer la neurotoxicité du xylène) a été appliqué à la LOAEL de 14 ppm.

Cal/EPA (2005) propose une valeur de $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,2 ppm) établie à partir de la même étude que celle utilisée par ATSDR (Uchida *et al.* 1993). La LOAEL est de 14,2 ppm (effets sur les systèmes nerveux et respiratoire; moyenne géométrique des expositions). La LOAEL ajustée pour une exposition continue (5,1 ppm) a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour utilisation de la LOAEL).

Santé Canada (2004) propose une concentration tolérable de 180 µg/m³ basée sur une LOAEL de 250 mg/m³ (effets sur le développement et sur la mère, Ungvary et Tatrai 1985 cités par Health Canada 1996) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et les limites de l'étude).

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de 870 µg/m³ basée sur une LOAEL de 870 mg/m³ (effets neurotoxiques sur le développement chez le rat, Hass et Jakobsen 1993 cités par Baars *et al.* 2001) divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

Coefficients de cancérogénicité

U.S. EPA (2007) indique que les études disponibles sont inadéquates pour évaluer le potentiel cancérogène des xylènes. L'IARC (1999) évalue le mélange d'isomères de xylène comme non classable quant à sa cancérogénicité pour l'homme. Santé Canada (Gouvernement du Canada 1993) considère les xylènes comme probablement non cancérogènes pour l'humain. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé.

Références

- AIHA (2007). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erglevels.pdf
- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for xylenes. Draft for Public comments*. September 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp71.html>
- Baars et al. (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html
http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/xylenesREL.pdf
- Health Canada (1996). *Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting Documentation: Health-Based Tolerable Daily Intakes/Concentrations and Tumorigenic Doses/Concentrations for Priority Substances*. pp. 76. Environmental Health Centre, Health Canada, Ottawa. (unedited version). August 1996.
- IARC (1999). *Xylenes. International Agency for Research on Cancer (IARC)*. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol71/052-xylenes.html>. Dernière mise à jour: 13 avril 1999.

OMS (2004). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Third Edition. Volume 1 - Recommendations.*

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3/en/index.html

Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada.*

http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html

U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). Xylenes (dernière révision : 2003).*

<http://www.epa.gov/iris/subst/0270.htm>

1,2-Dichlorobenzène 95-50-1

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,09 ^(IRIS 1991)	600 ^{(RIVM 2001)^a}	0,17 ^a	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--

-- : non disponible
^a : Valeur provisoire
^b : Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère la base de données de U.S. EPA (2007)
Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991)^b : non classable (groupe D)
selon IARC (1999) : non classable (groupe 3)
selon Gouvernement du Canada (1993) : probablement non cancérogène (groupe IV)

Concentration de référence – exposition aiguë

Cal/EPA (2000), ATSDR (2004) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur. ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 25 ppm (150 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), et une STEL de 50 ppm. Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV- TWA divisée par un facteur de sécurité arbitraire de 100).

Doses de référence – exposition chronique**Voie orale**

La dose de référence retenue pour le 1,2-DCB (0,09 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2007).

Cette valeur est issue d'une étude effectuée chez des rats et des souris (mâles et femelles) exposés par gavage au 1,2-dichlorobenzène (0, 60 et 120 mg/kg.j) à raison de 5 jours par semaine durant 103 semaines (NTP 1985 cité par U.S. EPA). Ces doses d'exposition ont été converties respectivement à des valeurs de 43 et 86 mg/kg.j pour une exposition continue. La régénération des tubules rénaux observée chez les rats exposés à 86 mg/kg.j a été considérée comme un effet non significatif (forte mortalité observée dans le groupe à forte dose (apparemment due à une erreur lors du gavage), incidence de régénération des tubules rénaux dans le groupe contrôle particulièrement faible comparé aux taux observés dans d'autres groupe contrôle exposés dans des conditions similaires dans la même

animalerie, et effet non observé dans d'autres espèces). Par conséquent, U.S. EPA a considéré que la plus forte dose (86 mg/kg.j) correspondait à une NOAEL. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour les lacunes de la banque de données).

Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette dose de référence est faible (NOAEL et LOAEL pour plusieurs effets critiques après exposition chronique et sous-chronique mais effets biochimiques et cliniques non évalués dans l'étude chronique; nombre limité d'études sur la reproduction et sur des espèces autres que les rongeurs).

Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) proposent une valeur de 0,43 mg/kg.j. basée sur la même étude, mais la dose (ajustée) de 86 mg/kg.j a été considérée comme une LOAEL. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour variabilité interspèce et 10 pour variabilité interindividuelle) à la NOAEL. La valeur de 0,4 mg/kg.j proposée par ATSDR (2004) est la même valeur arrondie à un seul chiffre significatif.

Inhalation

La concentration de référence retenue (600 µg/m³) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est basée sur les résultats d'études sous-chroniques menées chez différentes espèces animales (Hollingsworth *et al.* 1958 cités par Baars). Une NOAEL de 290 mg/m³ (49 ppm) ajustée à 60 mg/m³ pour une exposition continue a été retenue (LOAEL de 93 ppm pour diminution du poids de la rate chez le cochon d'Inde mâle). Un facteur d'incertitude de 100 a été utilisé (10 pour variabilité interspèce et 10 pour variabilité interindividuelle; aucun facteur n'a été appliqué pour tenir compte de la durée limitée de l'expérimentation car, selon des données cinétiques, le 1,2-DCB ne s'accumulerait pas de façon significative). Cette concentration tolérable est considérée par le RIVM comme provisoire du fait de la base de données limitée. U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2005a), ATSDR (2004) et Santé Canada (2004) ne proposent aucune valeur.

Coefficients de cancérogénicité

Le 1,2-dichlorobenzène n'a pu être classé pour son potentiel cancérogène pour l'humain par U.S. EPA (2005) et IARC (1999), mais il est considéré comme probablement non cancérogène pour l'humain par Santé Canada (Gouvernement du Canada 1993). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé (U.S. EPA 2005, Cal/EPA 2005b, Santé Canada 2004)

Références

ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Dichlorobenzenes*. Draft for public comment – sept. 2004. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp10.html>

- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n° 711701025 (National Institute of Public Health and the Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *1,2-Dichlorobenzène. Rapport d'évaluation, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, liste des substances d'intérêt prioritaire*. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/1_2_dichlorobenzene.pdf
- IARC (1999). *Dichlorobenzenes*. IARC Monographs 73, International Agency for Research on Cancer (IARC) <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol73/73-08.html>
- Santé Canada (2004). *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II: Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,2-dichlorobenzene (dernière révision :1991)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0408.htm>

1,4-Dichlorobenzène 106-46-7

Doses/concentration de référence - exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,07 (ATSDR 2004)	120 (ATSDR 2004)	0,03	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
0,04 (Cal/EPA 2005b)	1,1 x 10 ⁻⁵ (Cal/EPA 2005b)	0,04	--

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2007) : --

selon IARC (1999) : cancérogène possible (groupe 2B)

selon Gouvernement du Canada (1993) : cancérogène possible (groupe III)

Concentration de référence – exposition aiguë

Cal/EPA (2000) et AIHA (2007) n'ont proposé aucune valeur. La valeur retenue (12 000 µg/m³, soit 2 ppm) pour évaluer les risques d'effets chroniques est celle proposée par ATSDR (2004).

Cette valeur est basée sur une NOAEL obtenue chez l'humain (Hollingsworth et al. 1956 cités par ATSDR). Des travailleurs (58 hommes) percevaient l'odeur à partir de 30 ppm et ressentait une irritation du nez et des yeux à partir de 50 ppm. ATSDR a considéré qu'une valeur de 30 ppm correspondait à une LOAEL pour des effets mineurs, et a retenu une NOAEL de 15 ppm. Cette valeur a été divisée par dix (10) afin de tenir compte de la variabilité interindividuelle. ACGIH recommande une TLV-TWA (8 h) de 10 ppm et une concentration maximale d'exposition de 50 ppm (HSDB 2007).

Doses de référence – exposition chronique**Voie orale**

La dose de référence retenue (0,07 mg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2004).

Cette valeur est issue de l'étude de Naylor *et al.* (1996 cités par ATSDR) dans laquelle des chiens Beagle mâles et femelles (5/groupe) ont été exposés à des doses de 1,4-DCB (0, 10, 50 ou 150 mg/kg.j; forte dose réduite à 100 puis à 75 mg/kg.j après 3 et 6 semaines respectivement) sous forme de capsules durant un an (probablement 5 jours par semaine). Une NOAEL de 10 mg/kg.j et une LOAEL de 50 mg/kg.j (effets hépatiques) ont été déterminées. Après ajustement de la

NOAEL pour une exposition continue (NOAEL = 7,1 mg/kg.j), un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

L'OMS (WHO 1996) propose une dose journalière tolérable de 0,107 mg/kg.j basée sur une étude expérimentale de 2 ans réalisée chez le rat exposé par gavage alimentaire (0, 150 et 300 mg/kg.j) à raison de 5 jours par semaine (NTP 1987 cité dans IPCS-WHO 1991). Les effets critiques retenus sont des altérations rénales et une hyperplasie de la parathyroïde pour lesquelles une LOAEL de 150 mg/kg.j a été déterminée chez les rats mâles (soit 107 mg/kg.j pour une exposition continue). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'extrapolation à partir d'un LOAEL et pour prendre en compte la nature cancéreuse des effets observés). Le RIVM a déterminé une dose de référence (0,1 mg/kg.j) à partir des résultats de l'étude de Naylor *et al.* (1996), soit une NOAEL de 10 mg/kg.j divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Santé Canada (1996, 2004) propose un DJA de 0,11 mg/kg.j, mais l'origine de cette valeur n'a pas pu être retracée. Il est possible qu'elle soit basée sur la même justification que celle de l'OMS (WHO 2003).

Aucune dose de référence n'a encore été proposée dans IRIS par U.S. EPA (2007). Toutefois, dans un document de travail révisé par les pairs, une RfD de 0,03 mg/kg.j est proposée (U.S. EPA 2006). Celle-ci est basée sur les mêmes résultats que ceux retenus par ATSDR, mais elle a été dérivée selon l'approche Benchmark (BMDL₁₀ = 9,1 mg/kg.j). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interespèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour lacunes de la base de données concernant la toxicité sur la reproduction et sur le développement). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette RfD est moyen. Cette RfD n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

Inhalation

La concentration de référence retenue (120 µg/m³, soit 0,02 ppm), soit une dose de 0,03 mg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2004).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude chronique dans laquelle des rats et des souris (50/sexe/groupe) ont été exposés au 1,4-DCB (0, 20, 75 ou 300 ppm, soit 0, 120, 450 et 1 800 mg/m³) par inhalation à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 104 semaines (Japan Bioassay Research Center (JBRC) 1995 cité par ATSDR). Les effets les plus sensibles ont été observés à partir de 450 mg/m³ chez les rats femelles (lésions nasales) et chez les souris mâles (minéralisation des testicules). Dans les deux espèces, la NOAEL est donc de 120 mg/m³ (soit 21,5 mg/m³ pour une exposition continue). Suite à l'ajustement dosimétrique pour extrapolation animal-humain (rat : correction par RGDR_{ET} = 0,16 car effet extrathoracique, soit NOAEL_{humain} = 3,4 mg/m³; souris : correction par ratio des coefficients de partage sang:air (1 par défaut), soit NOAEL = 21,4 mg/m³), la NOAEL ajustée pour l'humain retenue est de 3,4 mg/m³. Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué à la NOAEL (3 pour extrapolation inter- espèces et 10 pour

variabilité interindividuelle). ATSDR précise que le traitement des mêmes données expérimentales selon une approche Benchmark basée sur l'incidence de changements modérés à sévères de l'épithélium olfactif nasal avait conduit à une concentration de référence du même ordre de grandeur ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Le RIVM (Baars et al. 2001) propose une concentration tolérable dans l'air de $670 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur une étude chronique chez des rats exposés par inhalation au 1,4-DCB (0, 75 ou 500 ppm, soit 0, 450 ou 3 000 mg/m^3) à raison de 5 heures/jour, 5 jours/semaine durant 76 semaines (Riley 1980 cité par Baars). Le poids du foie et des reins était augmenté à la plus forte dose, mais aucune modification histopathologique et aucun effet sur la chimie clinique n'ont été mis en évidence. Aucune modification histopathologique de la cavité nasale et des autres tissus n'a été démontrée. La NOAEL de $450 \text{mg}/\text{m}^3$ ajustée à $67 \text{mg}/\text{m}^3$ pour une exposition continue a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (2007) et Cal/EPA (2005a) proposent une concentration de référence par inhalation de $800 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,13 ppm). Cette valeur est basée sur une étude sous-chronique (10 semaines) chez le rat sur deux générations (Chlorobenzene Producers Association 1986 cité par U.S. EPA). Une NOAEL de $301 \text{mg}/\text{m}^3$, ajustée à $75 \text{mg}/\text{m}^3$ afin de tenir compte d'une exposition continue et équivalente à l'humain, a été retenue (augmentation du poids du foie chez les parents mâles). Un facteur d'incertitude de 90 a été appliqué (3 pour l'extrapolation inter-espèces puisque des ajustements dosimétriques ont déjà été appliqués, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour la durée d'exposition sous-chronique).

Santé Canada (2004) propose une concentration tolérable de $95 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Toutefois, il n'a pas été possible de retracer l'origine de cette valeur. Dans un document antérieur, une dose journalière admissible basée sur une étude par inhalation de 0,078 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ avait été déterminée (Gouvernement du Canada et al. 1993). Cette valeur était issue d'une NOAEL de $67 \text{mg}/\text{m}^3$ chez le rat, exprimée pour une exposition continue. Étant donné qu'il s'agit d'une NOAEL relative à des effets systémiques chez le rat, et que les coefficients de partage sang:air ne sont pas connus, la concentration correspondante pour l'humain serait aussi $67 \text{mg}/\text{m}^3$, ce qui après division par le facteur d'incertitude de 150 utilisé par le Gouvernement du Canada (1993), conduirait à une concentration de référence de $450 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Dans un document de travail révisé par les pairs, U.S. EPA (2006) propose une nouvelle RfC de $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Celle-ci est basée sur les mêmes résultats que ceux retenus par ATSDR, mais elle a été dérivée selon l'approche Benchmark. Une $\text{BMCL}_{10,\text{humain}} = 2,52 \text{mg}/\text{m}^3$ basée sur les changements éosinophiles dans l'épithélium nasal de rats femelles a été obtenue après ajustement dosimétrique ($\text{RDGR}_{\text{ET}} = 0,16$). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (3 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette RfC est moyen. Cette RfC n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

Coefficients de cancérogénicité

L'IARC (1999) et Santé Canada (Gouvernement du Canada *et al.* 1993) considèrent cette substance comme étant possiblement cancérogène pour l'homme (groupe 2B

et groupe III, respectivement). Dans un récent document de travail (U.S. EPA 2006), U.S. EPA considère qu'il est vraisemblable que le 1,4-dichlorobenzène soit cancérigène pour l'humain, par voie orale et par inhalation. Le 1,4-DCB étant classé dans le groupe III, aucune dose ou concentration tumorigène n'est proposée par Santé Canada (de plus, le 1,4-DCB est considéré comme non- génotoxique).

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité retenu ($0,04 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005b). Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats F344 femelles et souris B6C3F1 mâles et femelles exposés par intubation orale cinq (5) jours par semaine, durant 103 semaines, à des doses de 0, 300 ou 600 mg/kg et à des doses de 0, 150 ou 300 mg/kg pour les rats mâles (NTP, 1987). Afin de tenir compte d'une exposition quotidienne continue, ces doses ont été converties en des doses de 0, 214 ou 428 mg/kg.j pour les souris et 0, 107 ou 214 mg/kg.j pour les rats. Une augmentation significative de l'incidence des carcinomes et adénomes hépatocellulaires a été notée chez les souris mâles et femelles et le NTP conclut que la substance est cancérigène chez le rat mâle. Le coefficient de cancérigénicité a été calculé à partir des données de carcinomes et adénomes hépatocellulaires chez les souris mâles. Un modèle linéaire multi-étapes a été utilisé pour calculer le coefficient de cancérigénicité.

Dans un document de 1997 (*1,4-Dichlorobenzene in Drinking Water California Public Health Goal*), Cal/EPA proposait un coefficient de cancérigénicité par voie orale de $5,4 \times 10^{-3} \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$, basé sur les mêmes données que celles utilisées en 2005. Cette valeur n'a pas été retenue du fait du manque de clarté des calculs et parce que la valeur proposée en 2005 est plus conservatrice.

Dans un document de travail révisé par les pairs, U.S. EPA (2006) propose un coefficient de cancérigénicité de $0,02 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Celui-ci est basé sur les mêmes résultats que ceux retenus par Cal/EPA, mais a été dérivé à partir de la LED_{50} ($30,3 \text{ mg/kg.j}$) après conversion des doses pour l'humain. Cette valeur n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

Inhalation

Cal/EPA (2005b) propose comme unité de risque d'inhalation une valeur de $1,1 \times 10^{-5} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ basée sur la même étude que celle utilisée pour dériver le coefficient de cancérigénicité pour la voie orale. Cette valeur correspond donc à un coefficient de cancérigénicité de $0,04 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

Dans un document de travail révisé par les pairs, U.S. EPA (2006) propose un risque unitaire de $4 \times 10^{-6} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$. Cette valeur est basée sur l'incidence d'adénomes et de carcinomes hépatocellulaires chez des souris mâles et femelles exposées par inhalation (Aiso et al. 2005, JBRC 1995 cités par U.S. EPA). Elle a été dérivée à partir de la LEC_{10} ($22,6\text{-}22,9 \text{ mg/m}^3$) après conversion des concentrations pour l'humain. Cette valeur n'a pas été retenue car elle n'a pas encore été entérinée officiellement par U.S. EPA.

Références

- AIHA (2007). *Emergency Response Planning Guidelines*.
www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf
- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Dichlorobenzenes*. Draft for public comment – sept. 2004. U.S. Department of Health and Human Services.
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp10.html>
- Cal/EPA (2000). *All acute Reference Exposure Levels developed by OEHHA as of May 2000*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA).
http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html,
http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/selenium.pdf
- Cal/EPA (2005b). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for describing available cancer potency factors*. pp. 662. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA), Air Toxicology and Epidemiology Section. May 2005.
http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- HSDB (2007). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>
- IARC (1999). *Dichlorobenzenes*. IARC monographs vol. 73. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol73/73-08.html>
- IPCS-WHO (1991). *Chlorobenzenes other than hexachlorobenzene*. Environmental Health Criteria :128. World Health Organisation (WHO)
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc128.htm>
- WHO (1996). *Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking Water Quality. Dichlorobenzenes in Drinking Water*. WHO/SDE/WSH/03.04/28.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/trichlorobenzenes.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1993). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. 1,4-dichlorobenzène*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/1_4_dichlorobenzene.pdf
- U.S. EPA (2006). *Toxicological review of dichlorobenzenes. In support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)*. Revised Final Draft. May 2006.
- U.S. EPA (2007). *Integrated Risk Information System (IRIS). 1,4-dichlorobenzene* (dernière révision : 1996). <http://www.epa.gov/iris/subst/0552.htm> (site consulté le 11 septembre 2007).

. Métaux et métalloïdes (MET)

Arsenic (As) 7440-38-2

1. Propriétés physico-chimiques

L'arsenic est un élément très répandu dans la croûte terrestre. Les sources naturelles comprennent les sédiments volcaniques, les minéraux sulfurés et les oxydes métalliques. Il existe sous quatre états d'oxydation soit l'arsine gazeux (-3), l'arsenic métallique (0), les arsénites (+3) et les arséniates (+5). Il est un constituant important d'au moins 245 espèces minérales. Les minéraux sulfurés sont la source la plus courante au Canada, certaines pyrites peuvent en contenir jusqu'à 5 % [1]. Il forme des composés organiques stables avec les formes trivalentes et pentavalentes [2]. Les composés sont employés comme alliages dans la fabrication de transistors, de lasers, de semi-conducteurs ainsi que dans la fabrication du verre, de pigments et de textiles. Ils servent également au tannage du cuir, à la fabrication de pesticides, à titre d'additifs pour l'alimentation animale et en pharmaceutique. Les principales propriétés physico-chimiques de l'arsenic sont présentées au tableau 1.

2. Concentrations ou doses bruit de fond

Les valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

L'arsenic présent dans l'air ambiant provient principalement de l'utilisation de combustibles fossiles (particulièrement le charbon), de la production de métaux, des utilisations en agriculture et de l'incinération des déchets [1]. La majeure partie de l'arsenic dans l'air est sous forme inorganique et est associée aux particules fines de 5 µm et moins [2]. L'arsenic est principalement remis en suspension dans l'air par les feux de forêts et l'embrun marin [3].

Santé Canada rapporte que les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant de onze villes du Canada et d'un site rural entre 1985 à 1990 ont varié entre < 0,0005 et 0,017 µg/m³ (sur ≈ 24 h), la moyenne s'établissant à 0,001 µg/m³. Des concentrations atmosphériques plus élevées sont retrouvées à proximité des fonderies de métaux. À Yellowknife, en 1997, les concentrations ont varié de 0,002 à 0,063 µg/m³, et la moyenne annuelle s'est établie à 0,005 µg/m³ [1]. Les niveaux intérieurs sont estimés comparables aux concentrations extérieures.

Compte tenu des concentrations dans l'air ambiant au Canada (0,001 µg/m³) et aux États-Unis (0,003 µg/m³), l'apport d'arsenic par inhalation (forme inorganique) sera négligeable, inférieur à 0,1 µg pour 16,2 m³ d'air par jour, chez les adultes. Pour les enfants de 1 à 4 ans, l'apport d'arsenic sur les mêmes concentrations et sur une inhalation de 5 m³ d'air par jour n'atteindrait pas 0,05 µg [1].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond de l'arsenic dans l'air ambiant est de **1,0 x 10⁻⁶ mg/m³**, valeur moyenne de onze villes canadiennes et de régions rurales [2].

2.2 Eau potable

On retrouve l'arsenic dans les eaux souterraines par l'érosion et le vieillissement climatique des sols, les minéraux et minerais, les effluents industriels et les dépôts atmosphériques. Il se présente sous différentes formes (organiques ou inorganiques) et avec des valences différentes, selon le pH et le potentiel d'oxydation de l'eau. Les arsénites et les arséniates forment des sels insolubles, avec des cations dissous ou en suspension. Dans les eaux de surface bien oxygénées, l'arséniate prédomine, alors qu'en milieu réducteur (sédiments des lacs ou les eaux souterraines profondes), c'est l'arsénite qui est rencontrée. Le phénomène d'épuration se produit donc à un degré moindre dans les eaux souterraines profondes, et ce, parce que le pH y est plus élevé et les concentrations en fer plus faibles [1].

Au Québec, entre 1990 et 2002, les concentrations d'arsenic ont varié de 1,0 à 25,0 µg/L dans les eaux de surface municipales traitées de 523 localités, avec une concentration moyenne annuelle s'établissant à 1,6 µg/L. Les concentrations variaient de 1,0 à 60 µg/L dans les eaux souterraines municipales traitées de 562 localités au cours de la même période, avec une moyenne annuelle s'établissant à 2,0 µg/L [1]. Les analyses effectuées sur l'eau potable par la Ville de Québec en 2011 ont démontré que la concentration moyenne en arsenic est inférieure à la limite de détection de 0,001 mg/L.

Avec une concentration d'arsenic dans l'eau potable qui n'atteint pas 5 µg/L dans les régions dépourvues de sources naturelles, et en supposant une consommation quotidienne moyenne d'eau de 1,5 L, l'apport quotidien moyen d'arsenic (forme inorganique AS5+ prédominante) par l'eau n'atteindra généralement pas 7,5 µg pour un adulte. Un enfant (0,5 à 4,0 ans) qui boit en moyenne 0,7 L d'eau potable par jour en absorberait moins de 3,5 µg [1].

La valeur de **0,001 mg/L** a été retenue pour évaluer la contribution l'eau potable à l'exposition bruit de fond à l'arsenic.

2.3 Aliments

Les aliments sont généralement considérés comme la source principale d'exposition à l'arsenic, sauf au niveau des populations vivant près d'une source ponctuelle (géologiques ou sites contaminés). Il est difficile de comparer l'apport provenant des aliments à celui provenant de l'eau potable, car la forme, la valence et la disponibilité biologique de l'arsenic ne sont pas les mêmes dans ces deux sources [1].

L'arsenic est concentré chez les poissons et les coquillages, il est aussi utilisé comme additif dans les aliments destinés à la volaille et au bétail [1]. Le poisson et la viande seraient donc les principales sources d'apport alimentaire ($\approx 79\%$), ainsi que les céréales dans une moindre mesure [1, 2]. Au Canada, on a signalé des concentrations d'arsenic variant de 0,4 à 118 mg/kg dans du poisson marin destiné à la consommation humaine, alors que dans la viande et la volaille, les concentrations atteignaient 0,44 mg/kg. Les concentrations mesurées dans la végétation sont généralement d'un ordre de grandeur plus faible que dans le poisson, celles dans les coquillages sont généralement beaucoup plus élevées que

dans le poisson. Les sources exogènes d'arsenic dans l'alimentation peuvent inclure les fongicides contenant de l'arsenic. En Amérique du Nord, toutefois, on n'utilise plus sur les aliments de pesticides contenant de l'arsenic [1]. Environ 37 % de l'arsenic présent dans l'alimentation serait sous forme inorganique [2].

L'estimation récente de l'apport quotidien moyen d'arsenic total dans l'alimentation chez les adultes Canadiens, de 20 à 65 ans, était de 42 µg (22,5 à 78,7 µg). Chez les enfants âgés de 1 à 4 ans et de 5 à 11 ans de six villes du Canada, on a signalé un apport quotidien moyen atteignant 14,9 µg (11,4 à 18,1 µg) et 29,9 µg (25,5 à 39,7 µg), respectivement [1].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de **$2,16 \times 10^{-4}$ mg/kg/j** entre 0 et 6 mois; de **$4,04 \times 10^{-4}$ mg/kg/j** entre 7 mois et 4 ans; de **$2,69 \times 10^{-4}$ mg/kg/j** entre 5 et 11 ans; de **$1,72 \times 10^{-4}$ mg/kg/j** entre 12 et 19 ans et de **$1,63 \times 10^{-4}$ mg/kg/j** pour un adulte de 20 ans et plus [2].

2.4 Sol et poussières intérieures

L'arsenic dans le sol, majoritairement sous forme inorganique, provient des matières qui constituent le sol, de déchets industriels ou de l'utilisation de pesticides. La concentration de la croûte terrestre serait de l'ordre de 3,4 mg/kg [3]. Au Canada, les concentrations dans les sols moyennes varient de 4,8 à 13,6 mg/kg. Des concentrations beaucoup plus élevées ont été observées à proximité de fonderies (entre 50-100 mg/kg), de mines d'or (60-110 mg/kg), dans des sols traités à l'arsenic (\approx 54 mg/kg) et dans des sites de préservation du bois (\approx 6 000 mg/kg). En général, l'exposition provenant du sol n'est importante que dans les cas où l'on a construit des quartiers résidentiels dans des secteurs contaminés [1]. Une étude réalisée dans la ville d'Ottawa a permis de déterminer des concentrations moyennes de 3,0 mg/kg dans les sols de jardin, de 7,3 mg/kg dans les poussières intérieures et de 1,3 mg/kg dans des poussières de rue [2].

L'habitude de porter la main à la bouche et l'ingestion intentionnelle peuvent produire une exposition importante chez les jeunes enfants. Chez les populations non exposées et les populations exposées, on a calculé que les jeunes enfants (\leq 4 ans) étaient exposés à des doses entre 0,02 et 0,05 et entre 0,01 et 1,9 µg/kg par jour, respectivement [1].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond de l'arsenic dans les sols est de **6,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [5].

2.5 Autres milieux

La concentration retrouvée dans la fumée principale des cigarettes serait comprise entre 40 et 120 ng/cigarette. En admettant 20 cigarettes par jour (80 ng/cigarette), un fumeur serait exposé à 16 µg/jour [2]. L'arsenic a aussi été détecté dans plusieurs médicaments homéopathiques à des concentrations pouvant atteindre 650 µg/g [3].

3 Effets sur la santé

L'arsine, un gaz, est considérée comme la forme la plus toxique des composés de l'arsenic, suivi des arsénites, des arséniates et des composés organiques. Dans les milieux naturels, l'arsenic est majoritairement rencontré sous forme inorganique, hormis dans la nourriture, particulièrement les poissons et fruits de mer, où la forme organique peut être présente dans une proportion non négligeable [2].

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Les effets chroniques des composés inorganiques de l'arsenic varient en fonction des voies d'exposition. Ainsi, l'inhalation sur une base répétée à des composés arsenicaux entraînerait, outre les effets sur le système respiratoire, des séquelles au niveau cardio-vasculaire [3]. Des effets d'ordre neurologique ont également été notés chez des travailleurs.

Ingéré de façon chronique, l'arsenic entraîne des effets néfastes sur les systèmes hépatique, hématologique (anémie) et gastro-intestinal [3] [6]. Plusieurs études épidémiologiques ont de plus mis en évidence des lésions cutanées (hyperkératose et hyperpigmentation) ainsi qu'une atteinte du système vasculaire périphérique chez une population au Taiwan ayant consommé pendant plusieurs années de l'eau contenant de fortes concentrations d'arsenic [7] [3] [8]. Cette exposition répétée a donné lieu à la maladie du «pied noir», qui se caractérise par une perte de circulation sanguine au niveau des mains et des pieds suivie de nécrose.

La plus importante étude a été menée dans une région de Taiwan où environ 40 421 personnes consommaient de l'eau provenant d'un puits artésien contaminé par l'arsenic à des concentrations pouvant atteindre 1 820 µg/L [9] [8]. Une relation exposition-réponse claire a alors été observée entre la concentration dans l'eau potable et la fréquence des lésions cutanées, d'une vasculopathie périphérique (maladie du «pied noir»), caractérisée par une perte de circulation sanguine suivie de nécrose, et de cancers de la peau [2].

3.2 Effets cancérigènes

À la lumière des données disponibles chez l'humain, l'arsenic et ses composés ont été classés comme cancérigènes pour l'humain par Santé Canada (Groupe I)[10], le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (Groupe 1) [11] et l'U.S. EPA (Groupe A).

Un lien entre l'ingestion d'arsenic, par l'intermédiaire de l'eau potable, et l'incidence de plusieurs cancers, particulièrement celui de la peau, ou de la mortalité due à ces cancers a été mise en évidence par plusieurs études épidémiologiques, notamment celle effectuée à Taiwan et citée précédemment. Toutefois, certaines faiblesses méthodologiques et facteurs de confusion potentiels, tels les conditions économiques et certaines carences alimentaires, ont pu surestimer le risque associé à l'arsenic pour des populations occidentales [2]. Dans la dernière mise à jour de sa recommandation pour la qualité de l'eau potable, Santé Canada [6] indique que selon de nouvelles données, le risque de cancers d'organes internes

(vessie, foie et poumon) causés par l'ingestion d'arsenic présent dans l'eau potable est plus grand qu'on le croyait. La concentration maximale acceptable d'arsenic dans l'eau potable a d'ailleurs été révisée en fonction de ces nouvelles données.

L'inhalation d'arsenic inorganique a été associée au cancer des voies respiratoires chez les travailleurs de fonderies ou d'usine de produits antiparasitaires arsenicaux. Des études épidémiologiques menées chez les travailleurs de deux fonderies aux États-Unis et une en Suède ont permis d'établir des estimations quantitatives de l'augmentation du risque d'apparition de cancers. Certains facteurs, tels la présence d'autres contaminants et le tabagisme, auraient eu un impact sur l'observation de l'apparition de cancer [2].

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

La California Environmental Protection Agency (Cal/EPA) [12] et le RIVM [13] ont établi des concentrations de référence pour l'inhalation d'arsenic.

La CalEPA propose une concentration de référence de $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($8,6 \times 10^{-6}$ mg/kg/j) établie à partir des résultats d'une étude animale sur des souris exposées par inhalation 4 heures par jour entre les jours 9 et 12 de gestation [14]. Une réduction du poids fœtal a été observée à la plus faible concentration testée, soit $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ajustée à une exposition continue). D'autres effets sur le développement fœtal (retards de croissance intra- utérine et malformations osseuses) ont également été observés mais à la concentration testée la plus élevée. La concentration de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été considérée comme un LOAEL et un facteur d'incertitude global de 1000 a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL (10), de la variabilité intraespèce et de l'extrapolation de données animales à l'humain (10). La possibilité que la baisse de poids n'ait pas de signification biologique a été soulevée par Cal/EPA mais en absence de certitude, cet organisme a adopté le principe de précaution et considère que la réduction de poids des fœtus peut avoir une signification biologique.

Le RIVM a établi une concentration de référence de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir d'une valeur qui aurait été rapportée par ATSDR en 1999⁴ et qui correspondrait à la plus faible concentration d'arsenic trivalent ($0,01 \text{mg}/\text{m}^3$) à laquelle a été observée un SMR significatif pour le cancer du poumon. Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine.

La principale force de la VTR proposée par la Cal/EPA est, selon cet organisme, qu'elle est dérivée d'un LOAEL du même ordre de grandeur que ceux établis par plusieurs autres études animales. En revanche, les incertitudes résident dans le manque de données chez l'humain ainsi que dans l'absence de NOAEL et

⁴ Il s'agit de la version de 1999 du document "Toxicological Profile for Arsenic (update) – Draft for public comment" publié par l'ATSDR. Une nouvelle version a été publiée en 2005.

d'études à long terme sur plusieurs espèces. Concernant la VTR du RIVM, son incertitude est élevée puisque la concentration de $0,01 \text{ mg/m}^3$ qui a servi à établir cette valeur n'est pas rapportée dans la dernière version du document de l'ATSDR publiée en 2005. De plus, le RIVM est le seul organisme qui retient l'hypothèse d'un seuil pour les effets cancérigènes de l'arsenic.

La VTR proposée par la Cal/EPA soit $3 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ ou **$8,6 \times 10^{-6} \text{ mg/kg/j}$** a donc été retenue pour estimer les risques non cancérigènes reliés à l'inhalation d'arsenic inorganique.

4.1.2 *Ingestion*

Des VTR pour les effets non cancérigènes par l'ingestion d'arsenic ont été proposées par les cinq organismes suivants: l'ATSDR, l'U.S. EPA, la Cal/EPA, l'OMS et le RIVM.

Les VTR proposées par les 3 organismes américains (ATSDR [3], U.S EPA [15] et Cal/EPA [12]) sont identiques (**$3,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$**) et ont été dérivées d'un NOAEL de $9 \text{ } \mu\text{g/L}$ d'eau potable pour des problèmes cutanés observés dans la population de Taiwan fortement exposée, soit une dose de $8,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg-j}$, dose qui tiendrait également compte de l'exposition à l'arsenic en provenance de la nourriture. Un facteur de sécurité de 3 aurait été appliqué pour tenir compte du manque de données de toxicité sur la reproduction comme effet critique et du fait que le NOAEL ne tenait pas compte de l'ensemble des individus sensibles [2].

Le comité d'experts de la FAO et de l'OMS avait déterminé une dose tolérable provisoire de **$2,1 \times 10^{-3} \text{ mg/kg-j}$** pour les additifs alimentaires, considérant que $100 \text{ } \mu\text{g/L}$ correspondait à une augmentation des signes de toxicité associé à l'arsenic et en assumant une consommation de $1,5 \text{ L}$ d'eau par jour. Le comité avait indiqué que la marge de sécurité entre cette dose provisoire et les apports associés à des effets toxiques rapportés des études épidémiologiques était faible [2].

Le RIVM [13] a dérivé une VTR de $1 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$ en utilisant la dose tolérable provisoire de l'OMS ($2 \times 10^{-3} \text{ mg/kg/j}$) à laquelle a été appliqué un facteur d'incertitude de 2. Pour sa part, Santé Canada considère que les effets critiques de l'arsenic sont reliés à sa cancérogénicité et n'a donc pas développé de VTR pour les effets autres que le cancer par ingestion [2].

La VTR proposée par l'U.S EPA soit **$3,0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$** a été retenue pour estimer les risques non cancérigènes reliés à l'ingestion d'arsenic inorganique.

4.2 Effets cancérigènes

4.2.1 *Inhalation*

L'U.S. EPA, Santé Canada et la CalEPA sont les 3 organismes qui proposent une VTR pour les effets cancérigènes de l'arsenic par inhalation.

À partir des résultats de plusieurs études portant sur l'incidence du cancer du poumon chez des travailleurs de deux fonderies américaines, l'U.S. EPA a établi un excès de risque unitaire (ERU) de $4,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (soit $15 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$) [15]. Cet ERU a été établi pour des concentrations d'arsenic dans l'air inférieures à $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ et en admettant que l'augmentation de la mortalité par cancer respiratoire est fonction uniquement de l'accumulation des expositions à l'arsenic.

Pour établir sa VTR, Santé Canada s'est fondé sur les données utilisées par l'U.S. EPA et celles d'une étude portant sur des travailleurs d'une fonderie en Suède [10]. L'ERU pour le cancer du poumon obtenu à partir de ces études est de $6,4 (\text{mg}/\text{m}^3)$ (soit $28 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$) [16]. Le risque d'excès de cancer du poumon pourrait toutefois être surestimé en raison notamment de l'absence de prise en compte de l'exposition simultanée au SO_2 , de l'absence de données relatives au tabagisme et d'un potentiel cancérigène cinq fois plus important dans une étude qui s'expliquerait par une forte variabilité dans les rapports de mortalité standardisée [2].

La CalEPA a elle aussi fondé sa VTR sur les données d'incidence du cancer du poumon chez les travailleurs mais n'a pris en compte qu'une seule étude. Après avoir contrôlé l'effet du tabagisme en raison de l'interaction entre l'exposition à l'arsenic et la consommation de tabac, l'ERU obtenu est de $3,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ soit $(11,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1})$ [17]. La VTR établie par l'U.S. EPA, soit **$15 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$** a été retenue pour estimer les risques de cancer attribuables à l'inhalation d'arsenic inorganique.

4.2.2 *Ingestion*

Des VTR pour les effets cancérigènes de l'arsenic par ingestion ont été proposées par l'U.S. EPA [15], Santé Canada [16] et la CalEPA [17].

À partir des données des études épidémiologiques réalisées à Taiwan, l'U.S. EPA et la CalEPA ont calculé un excès de risque unitaire de $1,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ pour les cancers cutanés. Les doses d'arsenic attribuables à la consommation d'eau potable rapportées dans les études taiwanaïses ont été converties en dose équivalente pour les hommes et les femmes américains en se basant sur la différence de poids corporel et de consommation d'eau. Un modèle à plusieurs étapes intégrant l'âge ainsi que le temps d'induction du cancer a ensuite été utilisé.

Santé Canada propose un ERU de $2,8 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$ en utilisant les mêmes études et le même modèle d'extrapolation.

La VTR proposée par l'U.S. EPA, soit **$1,5 (\text{mg}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$** a été retenue pour estimer les risques cancérigènes de l'arsenic par ingestion.

Il faut noter que Santé Canada et l'U.S. EPA ont entrepris de réviser leur évaluation du risque cancérigène liés à l'ingestion d'arsenic et que de nouvelles VTR devraient être établies prochainement.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques de l'arsenic

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS		7440-38-2	
Poids moléculaire	g/mol	74,9	[3]
Point de fusion	K	1 090	[3]
Pression de vapeur	Pa	0,1 (280°C)	[3]
Solubilité aqueuse	mg/L	Insoluble	[3]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	7,63 x 10 ⁻⁶	[18]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	4,79	[19]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,53	[20]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	2,80 x 10 ⁻⁴	[20]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	-	2,30	[21]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	-	1,0 - 1 500	[22]

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour l'arsenic

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	1,0 x 10 ⁻⁶	[2]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,0 x 10 ⁻³	[4]
Concentration dans les sols	mg/kg	6,0	[5]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	2,16 x 10 ⁻⁴	[2]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	4,04 x 10 ⁻⁴	[2]
5 - 11 ans	mg/kg/j	2,69 x 10 ⁻⁴	[2]
12 - 19 ans	mg/kg/j	1,72 x 10 ⁻⁴	[2]
20 ans et plus	mg/kg/j	1,63 x 10 ⁻⁴	[2]

Références

1. Santé Canada (SC). 2006. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'arsenic. Document technique. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.

2. INSPQ. 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.
3. ATSDR. 2005. Toxicological profile for arsenic. Draft. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
4. Ville de Québec. 2012. Concentrations moyennes annuelles 2011 dans l'eau potable du secteur de Sillery pour les indicateurs ciblés de qualité de l'eau. Communication personnelle du 20 avril 2012 avec François Proulx.
5. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les les eaux souterraines. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
6. Santé Canada. 2006. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'arsenic. Document technique. Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
7. U.S. EPA. 1998. Toxicological review for arsenic, inorganic - In support of summary information on the Integrated Risk Information System.
8. Tseng W.P. 1977. Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environ. Health Perspect.*, 19: 109-119.
9. Tseng W.P., et al. 1968. Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *J. Natl. Cancer Inst.*, 40(3): 453-463.
10. Environment Canada et Santé Canada. 1993. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. L'arsenic et ses composés. Ottawa.
11. WHO. 1987. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 23, Suppl. 7. Some Metals and Metallic Compounds. World Health Organization (WHO), International agency for research on cancer.
12. CalEPA. 2003. (En ligne: Accès en février 2007). Air- Chronic RELs - All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005. California Environmental Protection Agency (Cal EPA). Mise à jour : 2005. http://www.oehha.org/air/chronic_rels/AllChrels.html.
13. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Report # 711 701 023. RIVM. Bilthoven.

14. Nagymajtényi, L., A. Selypes, and G. Berencsi. 1985. Chromosomal aberrations and fetotoxic effects of atmospheric arsenic exposure in mice. *Journal of Applied Toxicology*, 5(2): 61-63.
15. US EPA. 2007. (En ligne: 2007). Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
16. Santé Canada. 2004. Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada. Cat. H46-2/04-368F. Santé Canada, Les services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario.
17. CalEPA. 2005. Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II : technical support document for describing available cancer potency factors. Office of Environmental Health Hazard Assessment.
18. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1991. Bond contribution method for estimating Henry's law constants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 10: 1283-1291.
19. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1995. Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York.
20. US EPA. 2000. CHEM 9 - Compound properties estimation data. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Air Emissions Program - Prepared for Chemicals and Petroleum Branch, OAQPS, Research Triangle Park.
21. Sauvé, S., W. Hendershot, and H.E. Allen. 2000. Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils : Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Environmental Science & Technology*, 34(7): 1125-1131.
22. INÉRIS. 2006. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Arsenic et ses dérivés inorganiques. INERIS-DRC-01-25590-00DF258. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.

Baryum (Ba) 7440-39-3

1 Propriétés physico-chimiques

Le baryum est présent comme élément trace dans la roche ignée et dans la roche sédimentaire. Il n'est pas retrouvé à l'état à libre dans la nature. Il est présent dans un certain nombre de composés, tels la barytine (BaSO_4) et la withérite (BaCO_3). Les composés du baryum trouvent une grande variété d'applications industrielles, comme dans l'industrie du textile, des plastiques, du caoutchouc et de l'électronique [1]. Ils sont aussi utilisés dans la fabrication de nombreux produits, tels la céramique, le verre, le papier, certains additifs, des produits pharmaceutiques et des produits cosmétiques. La barytine fait l'objet d'une grande utilisation dans l'industrie pétrolière et gazière, 90 % était utilisé dans le forage des puits de pétrole et de gaz. La withérite est employée dans la production du verre optique, de la brique et dans la cémentation de l'acier [1]. Des composés contenant du baryum ont été ajoutés dans le carburant diesel pour réduire les émissions de fumée noires des moteurs. Les principales propriétés physico-chimiques du baryum sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

Les valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

De manière générale, le baryum est présent dans l'air sous forme de particules provenant principalement des émissions industrielles de l'extraction, du raffinage et de la production de baryum, ainsi que de la combustion du charbon et de l'huile diesel ainsi que l'incinération des déchets, au niveau anthropique, et la mise en suspension de poussières de sols [1, 2]. Aucune corrélation apparente n'existe entre le degré d'industrialisation et la concentration de baryum dans l'air ambiant. Les émissions de baryum des moteurs diesels ont diminués grandement avec l'utilisation des nouveaux diesels faible en soufre [2].

Il n'y a pas de données disponibles sur les concentrations de baryum dans l'air ambiant au Canada. Aux États-Unis, les valeurs varient de 0,0015 à 0,95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. D'après les concentrations mesurées dans l'air aux É-U, l'apport de baryum provenant de l'inhalation serait négligeable par rapport à la quantité ingérée, la concentration estimée dans l'air ambiant serait inférieure à 0.05 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ [1, 2].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du baryum dans l'air ambiant est de $4,8 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{m}^3$, correspondant à la moyenne des concentrations aux É-U [1].

2.2 Eau potable

Le baryum est retrouvé normalement dans la plupart des eaux de surface et des eaux de consommation, à des concentrations variant entre < 5 et $15\,000 \mu\text{g}/\text{L}$, avec une concentration moyenne de l'ordre de $10\text{-}60 \mu\text{g}/\text{L}$ [2]. L'acétate, le nitrate et les halogénures de baryum sont hydrosolubles, mais le carbonate, le chromate,

le fluorure, l'oxalate, le phosphore et le sulfate le sont moins. La solubilité des composés augmente avec une diminution de pH. Les composés organométalliques du baryum forment des ions et s'hydrolysent dans l'eau. La concentration des ions dans les systèmes aquatiques est limitée par la présence d'anions naturels (sulfates, carbonates) et l'adsorption possible sur les oxydes et hydroxydes métalliques. La principale source naturelle dans l'eau potable proviendrait de l'érosion des roches sédimentaires vers l'eau souterraine [1]. Les concentrations dans l'eau souterraine vont parfois dépasser les 2,0 mg/L, résultat de l'érosion des roches, alors que dans l'eau de mer, les concentrations moyennes varient entre 2 et 63 µg/L [2].

Santé Canada rapporte que la concentration de baryum dans l'eau brute n'était pas très différente de celle dans l'eau traitée [1]. Les analyses d'eau potable effectuées par la Ville de Montréal en 2005 ont démontré une concentration moyenne en baryum de 0,021 mg/L [3]. En considérant une consommation de 1,5 L par jour et une concentration de 0,018 mg/L, l'apport par l'eau potable serait d'environ 0,03 mg/jour. Dans le cas où la concentration en baryum dans l'eau potable est élevée, l'eau potable peut contribuer de façon importante à l'apport de baryum, soit jusqu'à 50 % de l'apport [1].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du baryum dans l'eau potable est de **2,1 x 10⁻² mg/L**, concentration moyenne de la Ville de Montréal [3].

2.3 Aliments

La plupart des aliments contiennent moins de 4 mg/kg, des concentrations plutôt faibles. Les principales sources alimentaires de baryum sont le lait, les pommes de terre et la farine. Certains produits céréaliers et certaines noix, telles les noix de Brésil, ont tendance à contenir beaucoup de baryum, entre 3 000 et 4 000 mg/kg. Certaines espèces de plantes accumulent du baryum lorsqu'elles poussent dans un sol riche en cet élément, à des concentrations variant généralement entre 7 et 1 500 mg/kg lors d'une étude réalisée aux É-U [2].

En raison de l'absence de données sur les concentrations de baryum dans les produits alimentaires canadiens, il est difficile d'en évaluer l'apport. Selon Santé Canada, l'alimentation constitue la principale source d'exposition des canadiens qui ne sont pas exposés à cet élément dans le cadre de leur travail et l'apport moyen serait d'environ 1 mg/jour. L'ATSDR évalue la dose journalière de baryum par ingestion de nourriture entre 650 et 1 770 µg/jour pour un adulte [2].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de **2,18 x 10⁻² mg/kg/j** entre 0 et 6 mois; de **2,31 x 10⁻² mg/kg/j** entre 7 mois et 4 ans; de **1,87 x 10⁻² mg/kg/j** entre 5 et 11 ans; de **1,05 x 10⁻² mg/kg/j** entre 12 et 19 ans et de **8,39 x 10⁻³ mg/kg/j** pour un adulte de 20 ans et plus [2].

2.4 Sols et poussières intérieures

Le baryum étant relativement abondant dans la croûte terrestre, il est retrouvé à des concentrations variant entre 15 à 3 500 mg/kg, avec des valeurs moyennes oscillant entre 265 et 835 mg/kg. Les concentrations moyennes de baryum dans les poussières intérieures ont été échantillonnées dans 49 résidences d'Ottawa lors

d'une étude. Les concentrations moyennes étaient de 405,56 mg/kg de poussière, une fraction de l'échantillonnage, dans des particules de taille comprise entre 100 à 250 μm [2].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du baryum dans les sols est de **200,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [4].

2.5 Autres milieux

La concentration de baryum retrouvée dans certains fertilisants et amendements varie entre 0,2 et 669 $\mu\text{g/g}$. L'utilisation continue de tels fertilisants pourrait permettre la bioaccumulation du baryum dans le sol et le transfert le long de la chaîne [2].

Les sédiments du lac Ontario et de la partie sud-est du lac Érié contenaient des concentrations moyennes situées entre 6,0 et 143,6 $\mu\text{g/g}$ (poids sec). Les solides en suspension de la rivière Mississippi auraient une concentration en baryum moyenne d'environ 599 $\mu\text{g/g}$, et le lac Pontchartrain, dans lequel se jette la rivière, aurait des sédiments à la concentration moyenne de 482,1 $\mu\text{g/g}$ [2].

Le baryum est aussi retrouvé dans les boues anaérobiques de traitement de l'eau à des concentrations variant entre 100 à 9 000 mg/kg et dans les boues aérobiques à des concentrations variant entre 100 et 300 mg/kg. Le lixiviat de sites d'enfouissement en contiendrait entre 0,11 et 9 220 $\mu\text{g/L}$ [2].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Selon les résultats d'études effectuées chez des travailleurs, l'inhalation prolongée de composés de baryum provoque la baritose, une affection particulière des poumons qui est en fait une pneumoconiose bénigne sans signes d'atteinte de la fonction pulmonaire ni de pathologie pulmonaire. Des effets cardio-vasculaires (hypertension) ont également été observés [5] [2].

L'ingestion de doses élevées de baryum provoque des effets néfastes sur le système cardio-vasculaire (tachycardie ventriculaire, hypertension). Les études clinique et épidémiologique réalisées à ce jour n'ont cependant pas permis de mettre en évidence un lien entre l'exposition chronique au baryum et de tels effets cardio-vasculaires. En revanche, plusieurs études réalisées chez l'animal ont mis en évidence l'effet du baryum sur le système cardio-vasculaire et rénal [6] [5] [2]. L'ensemble des données disponibles suggèrent que la néphrotoxicité observée chez des souris exposées par l'eau de boisson est l'effet toxique le plus sensible du baryum.

Des effets sur la reproduction (diminution du poids des nouveaux nés et de la taille des portées) ont été observés chez des souris et des rats exposés au baryum par ingestion. Les résultats sont pas fonction des doses et ont été observés à des

doses beaucoup plus élevées que celles auxquelles la néphrotoxicité a été observée [6].

3.2 Effets cancérigènes

Il n'existe aucune donnée relative au pouvoir cancérigène du baryum chez l'humain [6]. Les études animales réalisées à ce jour n'ont révélé aucun lien entre l'exposition au baryum par ingestion et l'augmentation de l'incidence de tumeurs. Elles sont cependant inadéquates pour statuer sur la cancérogénicité du baryum par inhalation.

L'U.S. EPA a donc classé le baryum dans le groupe D (non classifiable quant à cancérogénicité chez l'humain).

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

Seul le RIVM [7] a établi une VTR de $1 \times 10^{-3} \text{ mg/m}^3$ (soit $2,86 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$) pour les effets non cancérigènes résultant de l'inhalation de baryum. Cette VTR est basée sur les résultats d'une étude animale portant sur des rats exposés au baryum par inhalation. Des altérations de certains paramètres hématologiques ainsi que des effets sur les systèmes cardio-vasculaire (hypertension) et pulmonaire ont été observés à la concentration de $3,6 \text{ mg/m}^3$ mais pas à $1,15 \text{ mg/m}^3$ ($0,11 \text{ mg/m}^3$ pour une exposition continue). Un facteur d'incertitude global de 100 a été appliqué pour tenir compte des variabilités intra et interspèce.

L'U.S. EPA indique que les études chez l'humain ne permettent pas d'établir de VTR pour l'inhalation puisque les concentrations ne sont pas rapportées. Elle précise également que la seule étude animale disponible, qui est celle à la base de la VTR établie par le RIVM, ne permet pas non plus de calculer une VTR en raison du manque d'information sur la méthode utilisée et les résultats [6].

Aucune VTR n'a été retenue pour estimer les risques non cancérigènes attribuables à l'inhalation de baryum.

4.1.2 Ingestion

Des VTR pour les effets non cancérigènes du baryum par ingestion ont été établies par l'U.S. EPA ($2 \times 10^{-1} \text{ mg/kg/j}$) [8], Santé Canada ($1,6 \times 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$) [9], l'ATSDR ($6 \times 10^{-1} \text{ mg/kg/j}$) et le RIVM ($2 \times 10^{-2} \text{ mg/kg/j}$) [7]. La VTR proposée par l'U.S. EPA a été retenue pour évaluer les risques non cancérigènes du baryum par ingestion.

Cette VTR a été dérivée des résultats d'une étude sur des souris exposées toute la vie au baryum dans l'eau et au terme de laquelle une néphrotoxicité a été observée à la plus haute dose. La VTR correspond à la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose correspondant à une augmentation de la réponse de 5 % par rapport au groupe témoin, soit 63 mg/kg/j divisée par un

facteur global d'incertitude de 300 pour tenir compte des variabilités intra et interespèce et de la qualité des données. La VTR obtenue est de 2×10^{-1} mg/kg/j.

4.2 Effets cancérigènes

Le baryum n'est pas considéré cancérigène pour l'humain et par conséquent aucune VTR n'a été établie pour ce type d'effet.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du baryum

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7440-39-3	
Poids moléculaire	g/mol	137,3	[2]
Point de fusion	K	983-1 000	[2]
Pression de vapeur	Pa	0,089 (630°C)	[2]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	Se décompose	[2]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	n.a	
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	1,70	[10]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,64	[11]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	$1,3 \times 10^{-4}$	[11]
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	0,82	[12]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	1,70	[13]

Tableau 2 Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le baryum

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	$4,8 \times 10^{-4}$	[1]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	$2,1 \times 10^{-2}$	[3]
Concentration dans les sols	mg/kg	200,0	[4]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	$2,18 \times 10^{-2}$	[2]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	$2,31 \times 10^{-2}$	[2]
5 - 11 ans	mg/kg/j	$1,87 \times 10^{-2}$	[2]
12 - 19 ans	mg/kg/j	$1,05 \times 10^{-2}$	[2]
20 ans et plus	mg/kg/j	$8,39 \times 10^{-3}$	[2]

Références

1. Santé Canada (SC). 1990. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le baryum*. Document technique. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
2. ATSDR. 2005. *Toxicological profile for barium and barium compounds*. Draft. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
3. Ville de Montréal. 2005. *Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Bailllets*. Rapport annuel 2005. Ville de Montréal, Division des Laboratoires, Service des infrastructures, transport et environnement. Montréal, Québec.
4. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines*. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour: Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
5. IPCS. 2001. *Barium and barium compounds. Concise International Chemical Assessment Document 33*. International Program on Chemical Safety. World Health Organization.
6. U.S. EPA. 2005. *Toxicological Review of Barium Compounds (CAS No. 7440-39-3)*. In *Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS)*.
7. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al. 2001. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. Report # 711 701 023. RIVM. Bilthoven.
8. US EPA. 2007. (En ligne: 2007). *Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List*. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
9. Santé Canada. 2004. *Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada*. Cat. H46-2/04-368F. Santé Canada, Les services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario.
10. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1995. *Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients*. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York.
11. McKone, T.E. and K.G. Enoch. 2002. *CalTOX, a multimedia total exposure model spreadsheet user's guide, version 4.0 (Beta)*. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, supported by the U.S. Environmental Protection Agency and National Exposure Research Laboratory.

12. McKone, T.E. 1994. *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites*. UCRL-CR-111456Ptl. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory. Livermore, California.
13. Lide, D.R. 2002. *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press.

Cadmium (Cd) 7440-43-9

1 Propriétés physico-chimiques

Le cadmium est malléable, ductile et possède une pression de vapeur assez élevée. Il est réparti uniformément dans la croûte terrestre à une concentration moyenne de 0,15 à 0,2 mg/kg. Dans l'environnement, on le retrouve presque uniquement dans son état de cation divalent (+2) et sous la forme d'une variété de composés minéraux et de complexes chélateurs naturels (carbonates, oxydes, sulfures). Chimiquement, il ressemble beaucoup au zinc, et le remplace isomorphiquement dans la quasi totalité des minerais [8]. Le cadmium sert surtout en électroplastie pour la protection d'autres métaux ou alliages, est largement employé dans la fabrication d'alliages à bas point de fusion, du savon de cadmium, et comme stabilisant des plastiques. Il accompagne plusieurs métaux (cuivre, plomb, zinc) utilisés depuis des millénaires, tout comme la contamination de l'environnement par sa présence. Les principales propriétés physico-chimiques du cadmium sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Les sources naturelles d'émission de cadmium sont principalement le transport éolien de particules, les feux de forêt et les émissions volcaniques. Les activités anthropiques produisent de trois à dix fois plus d'émissions dans l'air. La principale source atmosphérique provient de la fonte de minerais de métaux communs, qui représente de 65 à 85 % des émissions totales, alors que l'utilisation des combustibles fossiles représente de 6 à 7 % des émissions [5]. Les composés de cadmium dans l'air sont principalement présents sous la forme particulaire, particulièrement les particules fines émises lors de la combustion. Dans l'air intérieur, la présence de cadmium est le résultat de la fumée de tabac, du chauffage à l'huile, au gaz ou au bois [5].

De fortes concentrations sont normalement détectées dans l'air des villes très industrialisées, notamment de celles qui possèdent des usines d'affinage et des fonderies. Les concentrations peuvent y être des centaines de fois supérieures à celle mesurées dans les régions non polluées ($0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Le Ministère de l'Environnement du Québec rapportait des concentrations médianes dans l'air de la Ville de Laval en général inférieures à la limite de détection de $2 \text{ ng}/\text{m}^3$ entre 1991 et 1994 [5]. Les concentrations moyennes associées aux PM_{10} mesurées par Environnement Canada entre 1993 et 1999 variaient de $0,40$ à $3,2 \text{ ng}/\text{m}^3$ à Montréal, avec des concentrations plus faibles en milieu rural [5].

L'apport quotidien via l'inhalation varie selon la situation géographique et également selon le mode de vie. Aussi, les personnes travaillant ou habitant près d'une source seront également exposées davantage. Santé Canada rapporte que le cadmium de l'air ambiant ne devrait pas contribuer pour plus de 3 % de l'apport total

quotidien pour les habitants en milieu rural [8]. La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cadmium dans l'air ambiant est donc de $3,2 \times 10^{-6} \text{ mg/m}^3$, valeur maximale mesurée sur Montréal entre 1993 et 1999 [5].

2.2 Eau potable

La solubilité du cadmium dans l'eau est étroitement corrélée au pH du milieu, la dissolution survient dans un milieu acide. Dans les eaux douces canadiennes, comme le fleuve Saint-Laurent, 60 à 90 % du cadmium total peut-être en phase dissoute. Lorsque les concentrations de particules en suspension sont élevées, la phase particulaire domine. Les données canadiennes suggèrent des concentrations inférieures à $0,1 \mu\text{g/L}$ dans les systèmes d'eau douce [5].

La principale source de cadmium dans l'eau potable proviendrait des impuretés dans les tuyaux galvanisés ou des joints des tuyauteries des chauffe-eau et des fontaines réfrigérées. Le niveau de contamination au cadmium augmente avec une eau légèrement acide qui contient peu de minéraux dissous et avec le temps de séjour dans les tuyaux. Les analyses d'eau potable effectuées par la ville de Québec ont démontré que la concentration moyenne annuelle en cadmium en 2011 ne dépassait pas le seuil de détection soit $0,0002 \text{ mg/L}$ [11]. Santé Canada rapporte que la consommation d'eau potable ne fournit qu'une faible contribution à l'apport total [8].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cadmium dans l'eau potable est de $2,0 \times 10^{-4} \text{ mg/L}$, concentration moyenne de la ville de Québec [11].

2.3 Aliments

Les données sur la teneur dans les aliments ne manquent pas, mais l'interprétation doit être effectuée avec prudence. La présence du cadmium dans les végétaux peut provenir du dépôt d'aérosols sur les parties aériennes ou de l'absorption par les racines. Les concentrations mesurées dans les aliments sont généralement plus faibles que celles mesurées dans des plantes poussant dans un terrain contaminé. Lorsque le cadmium est présent dans l'eau ou les sédiments, les crustacés et mollusques peuvent le bioaccumuler fortement. On retrouve également du cadmium dans les reins et le foie des porcs, moutons et bovins. L'utilisation du cadmium pour les récipients de stockage et/ou d'emballage d'aliments est maintenant interdite, mais le risque accidentel est toujours présent [8].

Le cadmium est détecté dans presque tous les aliments qui sont analysés et les concentrations varient selon la provenance. Dans des aliments achetés dans cinq villes canadiennes et préparés pour la consommation, les concentrations moyennes ne dépassaient pas $17,4 \mu\text{g/kg}$, selon le type d'aliment considéré [5]. Les concentrations les plus élevées se retrouvent dans les légumes, les fruits et les grains. L'apport quotidien moyen dans un certain nombre de pays se situe entre $0,02$ et $0,06 \text{ mg}$ et la nourriture constitue la principale contribution de l'apport quotidien de cadmium pour les personnes qui ne sont pas exposés à ce métal dans leur travail [8].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de $2,00 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ entre 0 et 6 mois; de $5,41 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/j}$ entre 7 mois et 4 ans;

de $4,26 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 5 et 11 ans; de $2,96 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 12 et 19 ans et de $3,00 \times 10^{-4}$ mg/kg/j pour un adulte de 20 ans et plus [5].

2.4 Sol et poussières intérieures

Le pH et le type de sol influencent la mobilité du cadmium. Un sol acide la favorise, mais celle-ci est limitée par la présence de matière organique, d'argile et d'oxydes métalliques hydratés. Les concentrations moyennes varient de 0,56 à 1,10 mg/kg dans plusieurs types de sol au Canada. La moyenne québécoise pour les sols de régions agricoles est de 1,1 mg/kg, comprenant des valeurs oscillant entre 0,50 et 3,38 mg/kg. Lors d'une analyse de plus de 500 000 échantillons prélevés dans différentes régions du Québec, les concentrations dans les sols ou les sédiments variaient entre 17,9 et moins de 0,2 mg/kg. Il existe peu de données pour la concentration des poussières intérieures. Lors d'une étude effectuée à Ottawa, on a mesuré des concentrations moyennes de 0,30 mg/kg dans les sols, de 0,37 mg/kg dans les poussières de rue et de 6,46 mg/kg dans les poussières intérieures [5].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cadmium dans les sols est de **1,5 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [7].

2.5 Autres milieux

Les fumeurs forment le sous-groupe le plus exposé au cadmium. Une cigarette en contiendrait de 1 à 2 µg, et la fumée principale environ 0,19 µg, ce qui donnerait une dose d'exposition d'environ 3,74 µg/jour chez un fumeur de 20 cigarettes quotidiennes [5].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

L'exposition aiguë par inhalation conduit généralement à des effets inflammatoires et dégénératifs sur le poumon, alors qu'une exposition par ingestion peut ralentir la croissance, altérer le poids de différents organes, avoir des effets histopathologiques et perturber le système immunitaire. En milieu de travail, les fumées et les poussières sont très irritantes pour les poumons, la peau et les yeux à fortes concentrations, alors qu'une irritation chronique des membranes des voies respiratoires supérieures peut survenir lors d'exposition à long terme à de plus faibles concentrations [5].

Plusieurs études humaines et animales ont démontré que le rein est l'organe le plus sensible à une exposition chronique ou sub-chronique, tant par une exposition orale ou par inhalation. L'atteinte au niveau du rein se manifeste par des lésions caractéristiques des tubules proximaux, provoquant une diminution de la réabsorption tubulaire et une protéinurie. Des incidences élevées de protéinurie tubulaire ont été documentées par de nombreuses études épidémiologiques de populations du Japon, de la Belgique et de la Chine, zones fortement polluées.

Des études épidémiologiques chez des travailleurs exposés à des fumées et des poussières ont aussi démontré la toxicité rénale du cadmium [5].

La concentration critique de 200 µg de cadmium par gramme de matière fraîche de cortex rénal humain a été retenue comme concentration la plus élevée non associée à une protéinurie significative. Il faut toutefois être prudent dans l'interprétation de la concentration, car elle pourrait varier entre individus selon différents facteurs. Une exposition à des doses provoquant une toxicité rénale pourrait aussi entraîner une atteinte osseuse chez des individus ayant déjà certains facteurs de risque, tel des déficiences alimentaires [5].

Chez l'animal, l'exposition peut provoquer des dommages hépatiques, mais habituellement à des niveaux d'exposition très élevés. Chez l'humain, des accumulations hépatiques vont survenir par des expositions orales et par inhalation, mais il y a peu d'évidence d'atteintes chez les individus exposés. L'exposition, humaine ou animale, peut entraîner de l'anémie. Chez l'animal, l'ingestion de cadmium réduit l'absorption gastro-intestinale du fer [5].

3.2 Effets cancérigènes

Le cadmium est considéré comme probablement cancérigène pour l'humain par l'U.S. EPA (groupe B1) [10] et par Santé Canada (groupe II) [3], mais comme cancérigène pour l'humain par l'IARC (groupe 1).

Dans les études animales, le cadmium administré par voie sous-cutanée provoque des mutations des cellules germinales ou des dommages chromosomiques. Des mutations ont aussi été observées sur des cellules bactériennes, des levures et des lignées cellulaires provenant de mammifères, lors d'essais *in vitro*. Des aberrations chromosomiques, sur des lignées cellulaires de mammifères et des cultures de lymphocytes humains ont été mis en évidence, mais les résultats sont contradictoires [5].

Les études animales (rats et souris) n'ont pas démontré d'augmentation significative de l'incidence de tumeurs par exposition orale. Chez l'humain, les études épidémiologiques arrivent aux mêmes conclusions quand à la possibilité d'augmentation du risque de cancer par exposition orale. Toutefois, des études toxicologiques chroniques chez des rats exposés par inhalation ont démontré une augmentation significative de tumeurs pulmonaires. Les résultats de certaines études menées chez des travailleurs exposés ont démontré une augmentation du risque de développer un cancer du poumon, mais sans cerner de manière précise, la relation entre le niveau et la durée de l'exposition et le développement d'un cancer. Ces études n'ont pas été en mesure de contrôler adéquatement certaines variables confondantes. Les études suggèrent donc un lien possible entre l'exposition et le risque de développer un cancer du poumon chez l'humain [5].

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

À ce jour, la CalEPA [2] est la seule agence à proposer une concentration de référence pour l'exposition chronique au cadmium. Cette concentration de référence de **0,02 µg/m³** a été établie à partir d'une étude réalisée sur des travailleurs hommes et femmes exposés et non- exposés [6]. Cette étude a mis en évidence des atteintes des systèmes respiratoire (diminution de la fonction pulmonaire et de la capacité vitale) et rénal (protéinurie) chez les travailleurs exposés à 21 µg/m³. Ces effets n'ont pas été observés chez les travailleurs exposés à 1,4 µg/m³. En ajustant pour une exposition continue, la concentration sans effet néfaste observée est de 0,5 µg/m³ ^a laquelle un facteur d'incertitude global de 30 a été appliqué pour tenir compte de la durée de l'exposition (sous-chronique) et de la variabilité intraespèce.

La concentration de référence de **0,02 µg/m³ (5,7 x 10⁻⁷ mg/kg/j)** proposée par la CalEPA a été retenue pour estimer les risques non cancérigènes résultant de l'inhalation de cadmium inorganique.

4.1.2 Ingestion

La VTR par ingestion établie par l'U.S. EPA [10] a été dérivée d'un modèle toxicocinétique permettant de calculer, pour une exposition chronique, la dose quotidienne qui entraînerait une concentration de 200 mg/kg de cadmium dans le cortex rénal humain. Le modèle suppose des taux d'absorption de 2,5 % pour les aliments et de 5 % pour l'eau ainsi qu'un taux d'élimination de la charge corporelle de 0,01 % par jour. Le modèle prédit que les NOAEL pour une exposition chronique seraient de 5,0 x 10⁻³ mg/kg-j pour l'eau et de 1,0 x 10⁻² mg/kg-j pour les aliments. Avec l'application d'un facteur d'incertitude de 10 pour l'absence de données spécifiques d'individus sensibles, une dose de référence (RfD) de **5,0 x 10⁻⁴ mg/kg-j** pour une exposition lié à l'eau et une autre de **1,0 x 10⁻³ mg/kg-j** pour une exposition alimentaire ont été obtenues.

L'ATSDR a basé son niveau de risque minimal sur une étude menée chez des consommateurs de riz vivant dans une zone contaminée. La concentration de cadmium mesurée dans le riz a été utilisée ainsi que la β₂-microglobulinurie comme indicateur de dommages rénaux. Un NOAEL estimé de 2,1 x 10⁻³ mg/kg-j et un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité entre les individus a conduit à un niveau de risque minimal de **2,0 x 10⁻⁴ mg/kg-j** [1].

L'OMS a considéré la protéinurie chez les personnes âgées comme indicateur d'un seuil pour des effets toxiques et a fixé un niveau à ne pas dépasser de 50 mg/kg de cadmium dans le cortex rénal. En ce basant sur cette valeur, la dose journalière provisoire tolérable par ingestion serait de **1,0 x 10⁻³ mg/kg-j** [5].

La VTR de **1,0 x 10⁻³ mg/kg/j** établie par l'U.S. EPA a été retenue pour estimer les risques d'effets non cancérigènes associés à l'ingestion de cadmium.

4.2 Effets cancérigènes

4.2.1 Inhalation

L'U.S. EPA [10] a dérivé un excès de risque unitaire (ERU) de **1,8 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹ ou 6,3 ($\text{mg}/\text{kg}/\text{j}$)⁻¹** pour le cancer du poumon. Cette VTR est basée sur une étude portant sur la mortalité par cancers broncho-pulmonaires chez des travailleurs de fonderies exposés au cadmium [9]. Cette VTR a été retenue pour estimer les risques de cancer attribuable à l'inhalation de cadmium inorganique.

4.2.2 Ingestion

Des études animales au cours desquelles des rongeurs ont été exposés à différents sels de cadmium n'ont pas démontré d'évidence de réponse cancérigène. En ce qui a trait aux études chez l'humain, les résultats sont inadéquats pour évaluer la cancérogénicité du cadmium.

Aucune VTR n'a donc été établie pour les effets cancérigènes du cadmium par ingestion à ce jour.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du cadmium

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7440-43-9	[1]
Poids moléculaire	g/mol	112,4	[1]
Point de fusion	K	594,15	[1]
Pression de vapeur	Pa	133,3 (394°C)	[1]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	insoluble	[4]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	n.a.	
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	n.d.	
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.d.	
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.d.	
Coefficient d'adsorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.a.	
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	210	[4]

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le cadmium

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	3,2 x 10 ⁻⁶	[5]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,0 x 10 ⁻³	[11]
Concentration dans les sols	mg/kg	1,5	[7]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	2,00 x 10 ⁻⁴	[5]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	5,41 x 10 ⁻⁴	[5]
5 - 11 ans	mg/kg/j	4,26 x 10 ⁻⁴	[5]
12 - 19 ans	mg/kg/j	2,96 x 10 ⁻⁴	[5]
20 ans et plus	mg/kg/j	3,00 x 10 ⁻⁴	[5]

Références

1. ATSDR. 1999. *Toxicological profile for cadmium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
2. CalEPA. 2003. (En ligne : Accès en février 2007). *Air- Chronic RELs - All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. California Environmental Protection Agency (Cal EPA). Mise à jour : 2005. http://www.oehha.org/air/chronic_rels/AllChrels.html.
3. Environnement Canada et Santé Canada. 1994. *Le cadmium et ses composés. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire*. Rapport d'évaluation En40-215/40F. Environnement Canada et Santé Canada. Ottawa, Ontario.
4. INÉRIS. 2005. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Cadmium et ses dérivés*. INERIS-DRC-01-25590-00DF249. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
5. INSPQ. 2005. *Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine*. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.
6. Lauwerys RR, et al. 1974. Epidemiological survey of workers exposed to cadmium. *Archives of Environmental Health*, 28: 145-148.

7. MDDEP. 2002. (En ligne : Accès en février 2007). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines*. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
8. Santé Canada (SC). 1986. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le cadmium*. Document technique. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
9. Thun M., et al. 1985. Mortality among a cohort of U.S. cadmium production workers - an update. *Journal of the National Cancer Institute*, 74: 325-333.
10. US EPA. 2007. (En ligne: 2007). *Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List*. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
11. Ville de Québec. 2012. Concentrations moyennes annuelles 2011 dans l'eau potable du secteur de Sillery pour les indicateurs ciblés de qualité de l'eau. Communication personnelle du 20 avril 2012 avec François Proulx.

Cobalt (Co) 7440-48-4

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
$1,0 \times 10^{-3}$	0,1 (ATSDR 2004) ^a	$2,9 \times 10^5$	--

Coefficients de cancérrogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mq/kg.j) ⁻¹	
--	-- ₁	--	--

-- : non disponible

^a Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision

^b Valeur provisoire dérivée de la dose de référence proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (1991) : cancérogène possible (groupe 28)

Concentration de référence - exposition aiguë

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA. Une TLV-TWA de $0,02 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH (HSDB 2008). Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

Doses de référence - exposition chronique

Voie orale

La dose de référence retenue ($1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est une dose provisoire dérivée de celle proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique (il n'existe pas de données d'exposition chronique au cobalt par voie orale chez l'homme ou l'animal). ATSDR (2004) propose une dose de référence de $0,01 \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour une durée d'exposition sous- chronique (MRL_{sc}). Ce MRL_{sc} est basé sur une LOAEL de $1 \text{ mg Co}/\text{kg}/\text{jour}$ relative à l'observation d'effets hématologiques (augmentation de 16-20 % du nombre de globules rouges dans le sang) chez six des six hommes exposés à du chlorure de cobalt ($150 \text{ mg}/\text{jour}$) dans de l'eau ou du lait, pendant 22 jours (Davis et Fields 1958 cités par ATSDR). Des effets semblables ont été observés chez des rats (LOAEL $2,5 \text{ mg}/\text{kg.j}$, NOAEL $0,6 \text{ mg}/\text{kg.j}$). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Une dose de référence provisoire pour une durée d'exposition chronique a été dérivée du MRL_{sc} en appliquant un facteur de sécurité additionnel de 10 pour la durée d'exposition, ce qui conduit à une dose de référence provisoire de $1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$, soit une valeur semblable à celle dérivée par le RIVM.

Le RIVM propose une dose tolérable journalière de $1,4 \times 10^{-3}$ mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale (Baars *et al.* 2001). La dose de référence du RIVM est basée sur la plus faible LOAEL observée chez l'homme après une exposition sous-chronique (0,04 mg/kg. j, cardiomyopathie). Le rôle de l'alcool n'étant pas à exclure dans les effets observés sur la population étudiée, le RIVM estime que la LOAEL pour la population générale pourrait être plus élevée et qu'un facteur d'incertitude de 3 pour la variabilité interindividuelle est suffisant. Un facteur additionnel de 10 a été appliqué pour l'utilisation d'un LOAEL. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne. Nous pensons cependant qu'il aurait aussi fallu tenir compte de la durée d'exposition (sous-chronique et non chronique) lors de l'application des facteurs d'incertitude. Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S.EPA (2005). Le cobalt n'a pas été évalué par Santé Canada (1996).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($0,1 \text{ ug/m}^3$, soit une dose de référence de $2,9 \times 10^{-5}$ mg/kg. j) est celle proposée par ATSDR (2004) pour une exposition chronique. Ce MRL est basé sur un NOAEL de $5,3 \text{ ug Co/m}^3$ caractérisé par une diminution de la fonction pulmonaire chez des polisseurs de diamant (Nemery *et al.* 1992 cités par ATSDR). Ce NOAEL a été ajusté pour exprimer une exposition continue ($\text{NOAEL}_{\text{ajusté}} = 1,3 \text{ ug Co/m}^3$) en considérant que le taux d'inhalation est le même chez les travailleurs et dans la population générale. À noter que selon ATSDR, les études menées chez des rats (NTP 1991 et 1998 cités par ATSDR) conduisent à une LOAEL ajustée pour l'humain du même ordre de grandeur ($3,2 \text{ ug/kg.j}$). Un facteur d'incertitude de 10 correspondant à la variabilité interindividuelle a été appliquée, ce qui conduit à une concentration de référence de $0,1 \text{ ug/m}^3$.

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de $0,5 \text{ ug/m}^3$ pour une exposition chronique par inhalation (Baars *et al.* 2001), sur la base d'une LOAEL de 50 ug/m^3 pour les effets pulmonaires chez l'homme (maladies pulmonaires interstitielles, durée d'exposition non précisée par le RIVM) (Sprince *et al.* 1988 cités par Baars). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL). Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne. Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2008) ou Cal/EPA (2005).

Coefficients de cancérogénicité

Le cobalt est classé comme possible cancérogène pour l'humain par l'IARC (1997), mais il n'a pas été évalué par l'U.S. EPA (2008) ni par Santé Canada (1996). Aucun coefficient de cancérogénicité n'a donc été proposé par les organismes compétents.

Références

AIHA (2008). *Current A/HA ERPGs*. American
<http://www.aiha.org/1documents/Cammittees/ERP-erpglevels.pdf> Industrial Hygiene
 Association.

- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Cobalt*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report no711701025 (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/aiiAcRELS.html
- Cal/EPA (2005). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- HSDB (2008). *Cobalt*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1991). *Cobalt and cobalt compounds*. Summaries and evaluations Vol. 52. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol52/11-cobaltandcobaltcomp.htm>
- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Ministre des Approvisionnements et Services, Ottawa. 16 pages. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.pdf>.
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>. (Site consulté en octobre 2005).

Cuivre (Cu) 7440-50-8

1 Propriétés physico-chimiques

Le cuivre est connu depuis plus de 5 000 ans, il est le 2^e élément en importance après le fer. Le cuivre se présente naturellement sous forme de métal et de minéraux (sulphides, oxydes, carbonates, etc.). C'est un métal malléable, ductile, qui constitue un excellent conducteur de chaleur et d'électricité. Il se présente sous quatre formes d'oxydation (0, +1, +2 et +3), la forme bivalente étant la plus fréquente. Sous cette forme, il peut former des complexes, des précipités ou être adsorbé, des processus qui vont déterminer sa mobilité, sa concentration dissoute et sa biodisponibilité environnementale [9]. Le cuivre est très utilisé en plomberie pour les tuyaux; il est aussi utilisé dans la production de fils électriques et d'alliages, tels le laiton et le bronze. Il trouve de nombreuses autres utilisations, que ce soit pour la photographie, la préparation de pesticides et de fongicides ou le traitement du bois [14]. Les principales propriétés physico-chimiques du cuivre sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

La croûte terrestre étant composée de cuivre, les émissions naturelles dans l'air ambiant vont inclure la mise en suspension de poussières de sol, mais aussi les feux de forêt, les éruptions volcaniques et les processus biogénétiques. Les émissions anthropiques peuvent constituer jusqu'à 65 % du cuivre atmosphérique et proviennent de la production minière, des fonderies, de l'incinération de déchets, de l'agriculture, d'application industrielles et de l'utilisation de combustibles fossiles [9].

Une étude réalisée sur 19 sites à travers le Canada en 1993 présente des concentrations moyennes sous forme de PM₁₀ de l'ordre de 10 ng/m³. Pour les deux sites de mesure montréalaise, la concentration moyenne était de 17 ng/m³ en 1993 [9]. Santé Canada rapporte d'ailleurs qu'en général le cuivre de l'air ambiant ne devrait pas contribuer pour plus de 1 % à l'apport total quotidien pour les habitants en milieu urbain [14]. Il n'existe pas de donnée canadienne sur la concentration en cuivre dans l'air intérieur, une étude californienne a toutefois des concentrations intérieures et extérieures semblables, quoique certaines activités pourraient augmenter la concentration intérieure [9].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cuivre dans l'air ambiant est donc de $1,7 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$, correspondant à la moyenne des concentrations des deux sites de Montréal en 1993 [9].

2.2 Eau potable

Le cuivre et ses composés sont largement répandus dans l'environnement et on retrouve fréquemment du cuivre dans l'eau superficielle, l'eau souterraine et l'eau de mer. La quantité de cuivre dissoute dans l'eau est influencée par le pH, la dureté et la disponibilité du cuivre. L'utilisation de tuyaux de plomberie en cuivre, grandement utilisés au Canada, augmente la quantité dissoute, surtout lorsque l'eau est acide. Le ratio entre l'eau distribuée et l'eau traitée est généralement de 10 pour 1. Le cuivre est retrouvé principalement sous la forme divalente, mais il peut aussi se lier à des matières organiques, telles les acides fulviques [9].

Les analyses d'eau potable effectuées par la Ville de Québec ont déterminé une concentration moyenne en cuivre de 0,009 mg/L [17]. Selon Santé Canada, la contribution relative de l'eau potable à l'apport moyen de cuivre est d'environ 10 % pour les enfants et pour les adultes (SC, 1996). Une enquête réalisée en 1989 sur l'eau distribuée de sept communautés en Ontario a permis de déterminer une concentration moyenne de 176 µg/L, enquête voulant représenter des eaux douces, moyennes et dures [9, 14].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cuivre dans l'eau potable est donc de $9,0 \times 10^{-3}$ mg/L, concentration moyenne dans l'eau potable de la Ville de Québec [17].

2.3 Aliments

Le cuivre est un élément essentiel pour le métabolisme humain et il est bien connu que sa carence entraîne divers troubles cliniques. De par sa très grande présence naturelle dans l'environnement, le cuivre est présent à faible concentration dans la majorité des aliments. Parmi les aliments riches en cuivre, on retrouve les mollusques, les abats, les noix, les haricots secs, la vigne séchée, les fruits à noyau et le cacao. L'apport global de cuivre qui est considéré adéquat pour un métabolisme adulte normal est de 2 mg par jour [14].

Aucune donnée n'est disponible concernant les teneurs en cuivre dans les aliments québécois [9]. Selon Santé Canada [14], la nourriture constitue la principale contribution de l'apport quotidien de cuivre (89 %).

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de $6,73 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 0 et 6 mois; de $6,44 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 7 mois et 4 ans; de $4,70 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 5 et 11 ans; de $3,15 \times 10^{-2}$ mg/kg/j entre 12 et 19 ans et de $3,16 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour un adulte de 20 ans et plus [9].

2.4 Sol et poussières intérieures

Environ 97 % du cuivre total relâché dans l'environnement se déposerait sur le sol. Le pH, la nature même du sol, le type et la distribution de la matière organique et le potentiel d'oxydo-réduction vont influencer le devenir et la mobilité de celui-ci [9]. La moyenne québécoise de cuivre dans les sols agricoles serait d'environ 19,1 mg/kg, variant entre 5,6 et 53,5 mg/kg. Dans une étude réalisée à Ottawa, les concentrations moyennes dans les sols résidentiels étaient de 13,2 mg/kg, de

65,8 mg/kg dans les poussières de rues et de 206 mg/kg dans les poussières intérieures [9].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du cuivre dans les sols est de **40,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [11].

2.5 Autres milieux

La concentration moyenne de cuivre dans le tabac serait de 24,7 mg/kg, avec seulement 0,2 % dans la fumée principale, ce qui entraînerait une exposition de 1 µg avec une consommation de 20 cigarettes par jour [9].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

En tant qu'élément constituant de nombreuses enzymes, le cuivre est un oligo-élément essentiel pour l'être humain. La toxicité chronique de ce métal est peu documentée. Chez l'animal, l'ingestion de fortes doses de cuivre provoque une nécrose hépatique et rénale, des effets hématologiques ainsi que des effets sur le développement et la reproduction [1, 18]. De plus, des études de toxicité sous-chronique ont montré que le cuivre inhalé entraîne des effets sur les systèmes respiratoire et immunitaire [5, 10]. Chez l'humain, le cuivre est métabolisé rapidement et efficacement par l'entremise du système hépatique et une ingestion importante via la diète ne cause généralement pas d'effets délétères. Toutefois, des effets gastro-intestinaux et une hépatotoxicité peuvent être observés chez des personnes ayant consommé de l'eau à très forte teneur en cuivre (7,8 mg/L) [15]. De plus, selon certaines études citées par l'ATSDR [1], l'exposition d'origine professionnelle par voie pulmonaire provoquerait des atteintes de l'appareil respiratoire (irritation, altération des muqueuses du nez et de la gorge).

Des effets sur le système sanguin ont été mis en évidence par une diminution des taux d'hémoglobine et d'érythrocytes [7]. Les effets les plus critiques sont observés chez les individus atteints de la maladie de Wilson. De fait, cette maladie héréditaire entraîne une accumulation du cuivre dans l'organisme et des effets éventuellement fatals au foie, aux reins et au cerveau [6].

3.2 Effets cancérogènes

En raison de l'absence de données chez l'humain et de résultats insuffisants et contradictoires chez les animaux, le cuivre n'a pas été classé quant à sa cancérogénicité chez l'humain (groupe D de l'U.S. EPA et groupe 3 de l'IARC) [16]

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

La CalEPA et le RIVM sont les seuls organismes à avoir établi une VTR pour l'inhalation de cuivre.

La CalEPA a établi une valeur de $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($6,9 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$) sur la base d'effets sur l'appareil respiratoire [3]. L'organisme ne présente pas les procédures et études utilisées pour dériver cette valeur.

Le RIVM a calculé une valeur de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($2,86 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$) à partir d'une concentration sans effet néfaste observé de $0,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour des effets sur les systèmes respiratoire et immunologique de lapins exposés 6 heures par jour, 5 jours par semaine pendant 6 semaines. L'organisme a appliqué un facteur de correction de 6 pour ajuster à une exposition continue puis un facteur d'incertitude global de 100 pour tenir compte des variabilités intra et interespèce [2].

La valeur de **$2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($6,9 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$)** établie par la CalEPA a été retenue pour l'estimation des risques liés à l'inhalation de cuivre.

4.1.2 Ingestion

L'U.S. EPA, la CalEPA et l'ATSDR n'ont pas établi de VTR pour l'exposition chronique au cuivre par ingestion.

Santé Canada propose une VTR de $0,03 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour l'ingestion [13]. Cette valeur est directement tirée des recommandations canadiennes pour la qualité des sols élaborées par le CCME. Elle correspond à la "*dose alimentaire de cuivre qui semble adéquate*" établie par Santé et Bien-être social Canada en 1990 et adoptée par le CCEM comme dose journalière admissible provisoire pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols relativement à la santé humaine [4].

Le RIVM propose une VTR de $0,14 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ pour l'ingestion. Cette valeur a été établie en 1991 et correspond à la dose quotidienne maximale à laquelle est exposée la population des Pays-Bas [2].

En 2001, le Food and Nutrition Board de l'Institute of Medicine a publié les nouvelles valeurs de l'apport nutritionnel recommandé (*recommended dietary allowance*) et de la limite supérieure acceptable de l'apport (*tolerable upper intake level*) pour plusieurs micronutriments dont le cuivre [12]. Pour un adulte, la valeur de l'apport nutritionnel recommandé est de $0,9 \text{ mg}/\text{j}$ tandis que la valeur de la limite supérieure acceptable a été fixée à $10 \text{ mg}/\text{j}$ ou $0,14 \text{ mg}/\text{kg}/\text{j}$ ⁵. Cette limite acceptable est fondée sur une étude clinique au cours de laquelle 7 individus ont reçu une dose de $10 \text{ mg}/\text{j}$ de suppléments de cuivre pendant 12 semaines. Aucun effet néfaste sur la fonction hépatique n'a été observé.

⁵ On assume un poids de 70 kg.

L'OMS a utilisé cette valeur pour établir sa recommandation pour la qualité de l'eau potable concernant le cuivre [19].

Les données disponibles à ce jour suggèrent que la VTR du cuivre pour l'ingestion proposée par Santé Canada s'apparente plus à une valeur d'apport nutritionnel qu'à un indice toxicologique lequel serait plutôt de l'ordre de plusieurs milligrammes par jour. À l'instar de l'INSPQ dans son étude sur la validation des critères de qualité de sol [9], une valeur de **0,1 mg/kg/j** a été retenue pour estimer les risques d'effets non cancérogènes attribuables à l'exposition au cuivre par ingestion.

4.2 Effets cancérogènes

Le cuivre n'est pas classé quant à sa cancérogénicité pour l'humain quelle que soit la voie d'exposition, par conséquent aucune VTR n'a été établie pour ce type d'effet.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du cuivre

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7440-50-8	
Poids moléculaire	g/mol	63,55	[1]
Point de fusion	K	1 356,2	[1]
Pression de vapeur	Pa	133,3 (1 628°C)	[1]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	Insoluble	[8]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	n.a.	[8]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	n.d.	[8]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.a.	[8]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.d.	[8]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.a.	[8]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	2,7 - 6 353	[8]

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le cuivre

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	1,7 x 10 ⁻⁵	[9]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	9,0 x 10 ⁻³	[17]
Concentration dans les sols	mg/kg	40,0	[11]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	6,73 x 10 ⁻²	[9]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	6,44 x 10 ⁻²	[9]
5 - 11 ans	mg/kg/j	4,70 x 10 ⁻²	[9]
12 - 19 ans	mg/kg/j	3,15 x 10 ⁻²	[9]
20 ans et plus	mg/kg/j	3,16 x 10 ⁻²	[9]

Références

1. ATSDR. 2004. Toxicological profile for copper. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
2. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Report # 711 701 023. RIVM. Bilthoven.
3. CalEPA. 2005. (En ligne : 2007). Consolidated Table of OEHHA/ARB Approved Risk Assessment Health Values. Air Resources Board, California Environmental Protection Agency. April 2005. <http://www.arb.ca.gov/toxics/healthval/healthval.htm>.
4. CCME. 2002 (Mises à jour 2). Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME). Winnipeg, Canada.
5. Drummond J.G., C. Aranyi, and L.J. Schiff. 1986. Comparative study of various methods used for determining health effects of inhaled sulfates. Environ. Res., 41: 514-528.
6. Ferenci P. 1999. Wilson's disease. Ital. J. Gastroenterol. Hepatol., 31: 416-425.
7. Finelli V.N., P. Boscolo, and E. Salimei. 1981. Anemia in men occupationally exposed to low levels of copper. International Conference on Heavy Metals in the Environment, Amsterdam.
8. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Cuivre et ses dérivés. INERIS-DRC-02-25590-02DFC54. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.

9. INSPQ. 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.
10. Johansson A.P. Camner and C. Jarstrand. 1983. Rabbit alveolar macrophages after inhalation of soluble cadmium, cobalt, and copper: A comparison with the effects of soluble nickel. Environ. Res., 31: 340-354.
11. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les les eaux souterraines. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
12. Panel of micronutrients, et al. 2001. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academy press, Washington, D.C.
13. Santé Canada. 2004. Le programme des lieux contaminés. L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada. Cat. H46-2/04-368F. Santé Canada, Les services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux. Ottawa, Ontario.
14. Santé Canada (SC). 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le cuivre. Document technique. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
15. Spitalny K.C., J. Brondum J., and R.L. Vogt. 1984. Drinking-water-induced copper intoxication in a Vermont family. . Pediatrics, 74: 1103-1106.
16. US EPA. 2007. (En ligne : 2007). Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
17. Ville de Montréal. 2005. Qualité de l'eau potable produite par les usines Atwater et Charles-J.-des-Baillets. Rapport annuel 2005. Ville de Montréal, Division des Laboratoires, Service des infrastructures, transport et environnement. Montréal, Québec.
18. WHO. 1998. Environmental Health Criteria 200 - Copper. Inter-Organization Program for the Sound Management of Chemicals,. Geneva.
19. WHO. 2004. Copper in Drinking-water Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization.

Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Ministre des Approvisionnements et Services, Ottawa. 16 pages. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.pdf>.

Étain inorganique

Doses/concentration de référence			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	(mg/kg.j)	
0,03 (ATSDR 2005) ^a	100 ^b	0,03 ^b	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	1	--

-- non disponible

a Valeur provisoire

b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U. S. EPA (2008) : -- selon IARC (2005) : --

Concentration de référence- exposition aiguë

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA. Une TLV-TWA de 2 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH (HSDB 2008). Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique (100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë, car cette valeur est plus élevée que la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100.

Doses de référence - exposition chronique

Voie orale

La dose de référence retenue (0,03 mg/kg.j) est une valeur provisoire dérivée de celle proposée par ATSDR (2005) pour une exposition sous-chronique (MRLsc).

La MRLsc proposée par ATSDR (0,3 mg/kg.j) pour une exposition sous-chronique est basée sur une étude menée chez des rats exposés via l'alimentation à du chlorure stanneux (0, 9,5, 32, 95 et 315 mg/kg.j) durant 13 semaines (De Groot *et al.* 1973 cités par ATSDR). Une NOAEL de 32 mg/kg.j a été identifiée (absence de diminution de la concentration en hémoglobine). Les effets observés sont les mêmes (NOAEL plus élevées) pour d'autres formes d'étain (sulfate, tartrate, orthophosphate). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à cette NOAEL (10 pour la variabilité inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Une dose de référence provisoire pour une exposition chronique a été dérivée de la MRL_{sc} en ajoutant un facteur d'incertitude de 10, ce qui conduit à une dose de 0,03 mg/kg.j. Le facteur maximal de 10 a été utilisé car i) une étude a montré que le taux de survie de rats exposés à du chlorure stanneux durant 42 mois à 0,7 mg Sn/kg.j (plus faible dose testée) via l'eau de consommation était significativement réduit (Schroeder 1968 cité par ATSDR), et ii) des effets au niveau hépatique, rénal, et gastro-intestinal ont été observés après exposition chronique par voie orale chez des animaux et/ou des humains (ATSDR 2003). Actuellement, les effets de l'étain inorganique par voie orale sur le développement, la reproduction, le système nerveux ou le système immunitaire n'ont pas été étudiés.

U.S. EPA (1997) propose une valeur de 0,6 mg/kg.jour basée sur une étude du NTP (1982) mettant en évidence des tumeurs des cellules C de la glande thyroïde chez les rats mâles (NOAEL 2 000 ppm, facteur d'incertitude de 100). Dans cette étude de cancérogénèse du NTP, des rats et souris ont été exposés à du chlorure stanneux via l'alimentation (0, 1 000, 2 000 ppm) durant 2 ans. Le NTP a conclu que le chlorure stanneux n'était pas cancérogène pour le rat et la souris dans les conditions de l'étude.

Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2008), le RIVM (Baars *et al.* 2001) ou Santé Canada (1996). L'étain inorganique n'a pas été évalué par le Gouvernement du Canada dans le cadre de la LCPE.

Inhalation

Aucune concentration de référence ou valeur équivalente n'a pu être trouvée dans la littérature pour l'inhalation. Cependant, des effets sur le système respiratoire inférieur ont été mis en évidence chez des travailleurs exposés à des poussières et des vapeurs d'oxyde d'étain.

Aucune étude par inhalation ne permettant d'établir une concentration de référence, une approche conservatrice consiste à dériver celle-ci de la dose de référence par voie orale. Par défaut, il a été considéré que le taux d'absorption était le même par ingestion et inhalation, ce qui conduit à une concentration de référence provisoire de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Coefficients de cancérogénicité

Le potentiel cancérogène de l'étain n'a été évalué ni par U.S.EPA ni par l'IARC, mais les tests de mutagénicité et de carcinogénicité se sont révélés négatifs (ATSDR 2005). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est donc proposé.

References

AIHA (2008). *Current A/HA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Cammittees/ERP-erpglevels.pdf>

ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Tin*. August 2005. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp55.pdf>

- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk* n° 711701025 (National Institute of Public Health and Environment) <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>, the RIVM report Environment)
- Cal/EPA (2000). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/aiiAcRELS.html
- Cal/EPA (2005a). *All Chronic Reference Exposure Levels Adopted by OEHHA as of February 2005*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/AllChrels.html.
- HSDB (2008). *Tin compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (2005). *Search /ARC Agents*. <http://www-cie.iarc.fr/htdiq/search.html> (site consulté en octobre 2005) NTP (1982). *Carcinogenesis bioessay of stannous chloride in F344/N rats and B6C3F1/N mice (feed study)*. Technical report series n° 231. <http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/LTRpts/tr231.pdf>
- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Ministre des Approvisionnements et Services, Ottawa. 16 pages. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.pdf>
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information System (IRIS) IRIS Substance List*. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>
- U.S. EPA (1997). *Health Effects Assessment Summary Tables (HEAST): FY 1997 update*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. Report no. EPA 540/R-97-036.

Manganèse (Mn) 7439-96-5

1 Propriétés physico-chimiques

Sous forme pure, le manganèse est un métal de couleur argenté. On le trouve dans les roches, les sols et au fond des lacs et des océans le plus souvent sous forme de dioxyde, de carbonate ou de silicate de manganèse. On peut le trouver à l'état d'oxyde à des valences allant de -3 à +7 [8]. Le manganèse est surtout utilisé dans l'industrie de l'acier, où l'on s'en sert pour contrebalancer les effets du soufre, comme agent désoxydant et dans la composition d'alliages spéciaux. Il sert aussi à la fabrication de piles électriques sèches et comme oxydant dans l'industrie chimique. Les principales propriétés physico-chimiques du manganèse sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Le manganèse est présent dans plus d'une centaine de composés de sels et de minéraux communs que l'on retrouve dans les roches, les sols et au fond des lacs et des océans. Une petite partie du manganèse se retrouvant dans l'atmosphère provient donc de la croûte terrestre. Cependant, le manganèse présent dans l'atmosphère provient principalement des émissions industrielles liées à des processus de fabrication d'alliages métalliques (78,5 %) et des émissions dues aux véhicules à moteur à essence (17,2 %). Le 4,3 % restant s'expliquerait par la combustion du charbon pour la production d'électricité, l'incinération des déchets solides et l'application de pesticides.

Dans son document sur la qualité de l'air au Québec, le Ministère de l'Environnement et de la Faune rapporte que la concentration médiane de manganèse dans l'air de la ville de Montréal entre 1991 et 1994 était de 28 ng/m³ [7]. En 1999, la concentration moyenne de manganèse dans l'air de 5 microenvironnements était de **0,103 µg/m³** [1].

Cette dernière valeur a été retenue comme concentration bruit de fond du manganèse dans l'air ambiant.

2.2 Eau potable

De façon générale, le manganèse est présent dans les eaux de surface naturelles, soit en solution, soit en suspension, à des concentrations inférieures à 0,05 mg/L. En raison des conditions réductrices qui prévalent dans le sous-sol, le manganèse est plus abondant dans les approvisionnements d'eau souterraine que dans ceux qui font appel aux eaux de surface. Par suite de pollution acide, on trouve également de fortes concentrations de manganèse dans certains lacs et certains réservoirs. De plus, une étude menée en Ontario en 1985-1986 a révélé que les concentrations de manganèse étaient constamment plus élevées dans les réseaux de distribution que dans l'eau traitée. Selon les analyses d'eau potable effectuées

par la Ville de Québec pour 2011, la concentration moyenne en manganèse est inférieure à la limite de détection de $1,7 \times 10^{-2}$ mg/L [12].

Cette valeur a été retenue pour évaluer la contribution de l'eau potable à l'exposition bruit de fond au manganèse.

2.3 Aliments

Qu'il s'agisse des plantes ou des animaux, tous les tissus contiennent du manganèse à l'état de traces. En général, on trouve des concentrations assez basses dans les produits laitiers et les viandes. Le manganèse est distribué relativement également parmi tous les groupes alimentaires provenant de sources végétales.

Des études réalisées au Canada ont permis d'estimer que l'apport alimentaire quotidien de manganèse se situe entre 4,1 mg et 3,3 mg [8] soit 3,7 mg en moyenne.

La valeur retenue pour les doses journalières de manganèse par l'ingestion de nourriture est donc de $1,7 \times 10^{-1}$ mg/kg/j pour une personne de 0 à 6 mois, $1,4 \times 10^{-1}$ mg/kg/j pour une personne de 7 mois à 4 ans, $9,2 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour une personne de 5 à 11 ans, $5,8 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour une personne de 12 à 19 ans et $5,2 \times 10^{-2}$ mg/kg/j pour un adulte (20 ans et plus).

2.4 Sols et poussières

Le manganèse est toujours présent dans le sol. Les sols canadiens contiennent en moyenne 8 mg/kg de manganèse. Les concentrations vont de non détectable à 7000 mg/kg [8]. Lors d'une étude menée à Ottawa, le 90^e centile des concentrations de manganèse dans le sol, les poussières de rues et les poussières intérieures étaient de 662, 534 et 366 mg/kg respectivement.

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Le manganèse appartient au groupe des éléments essentiels au bon fonctionnement de l'organisme. Il est un constituant de plusieurs métalloenzymes et un cofacteur de plusieurs enzymes.

Les effets toxiques résultant d'une exposition excessive et prolongée au manganèse par voie pulmonaire sont assez bien documentés. Plusieurs études épidémiologiques portant sur des travailleurs ont en effet permis d'établir que l'exposition chronique aux poussières de manganèse provoquait, outre des atteintes pulmonaires (diminution de la fonction respiratoire, infections pulmonaires, pneumopathie), des effets néfastes sur les systèmes nerveux central et reproducteur [1, 10]. La neurotoxicité du manganèse, nommée manganisme, se traduit par l'apparition de symptômes neuropsychiatriques (troubles de la parole, de la démarche, du comportement) et de changement de l'état émotif (psychose) et, à un stade avancé, par des symptômes similaires à ceux du syndrome parkinsonien et caractéristiques d'un dysfonctionnement des ganglions de la base.

La baisse de fertilité observée chez des travailleurs exposés au manganèse traduirait une atteinte du système reproducteur [2, 5]. Les effets néfastes sur les systèmes nerveux central et reproducteur ne sont pas caractéristiques de l'exposition par inhalation. Des signes de neurotoxicité et des troubles de la reproduction ont été observés chez des animaux de laboratoires exposés, par leur diète, à de fortes doses de manganèse [1]. Plusieurs symptômes associés à la neurotoxicité du manganèse ont été observés parmi des populations dont l'eau potable contenait de fortes concentrations de manganèse [3, 4].

Selon le National Research Council (NAS/NRC, 1989), l'apport quotidien sécuritaire et adéquat pour cet élément est de 2,5 à 5 mg. Une carence en manganèse et les effets néfastes qui en résultent ont rarement été observés.

3.2 Effets cancérigènes

Il n'existe aucune donnée chez l'humain permettant d'attribuer des effets cancérigènes au manganèse.

Chez l'animal de laboratoire, les données sont contradictoires [1]. Aucune augmentation de l'incidence de tumeurs n'a été observée chez des groupes de rats exposés au manganèse pendant 2 ans. En revanche, une augmentation de l'incidence des adénomes et carcinomes du pancréas a été observée chez des rats exposés par la nourriture pendant 2 ans. La réponse n'est cependant pas liée à la dose. Une autre étude d'une durée de 2 ans menée sur des souris rapporte une augmentation marginale de l'incidence d'adénomes des cellules folliculaires de la thyroïde ainsi qu'une augmentation significative de l'hyperplasie des mêmes cellules.

L'IARC n'a pas évalué la cancérogénicité du manganèse tandis que l'U.S. EPA l'a classé dans le groupe D, c'est-à-dire les substances inclassables quant à leur cancérogénicité chez l'humain.

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

La VTR retenue pour l'estimation des risques non cancérigènes attribuables à l'exposition au manganèse par inhalation est la RfC de $5 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$ ($1,4 \times 10^{-5} \text{ mg/kg/j}$) établie par l'U.S. EPA [11].

Cette valeur a été calculée à partir des résultats d'une étude épidémiologique portant sur des travailleurs exposés au manganèse dans une usine de batteries alcalines en Belgique. Une altération du fonctionnement neurocomportemental a été observé chez les individus ayant été exposés pendant une durée moyenne de 5,3 ans à une concentration de $0,15 \text{ mg/m}^3$ qui représente la concentration la plus faible à laquelle a été observée un effet néfaste (LOAEL). Ajustée pour une exposition continue, la concentration est de $0,05 \text{ mg/m}^3$. Un facteur d'incertitude global de 1000 a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL, de la variabilité entre les individus et de lacunes dans l'ensemble des données concernant l'exposition au manganèse.

4.1.2 Ingestion

La VTR retenue pour l'estimation des risques non cancérigènes attribuables à l'exposition au manganèse par ingestion est la RfD de **0,14 mg/kg/j** établie par l'U.S. EPA [11].

Cette valeur n'est pas fondée comme telle sur des données de toxicité humaine ou animale mais représente la valeur sécuritaire la plus élevée parmi l'intervalle de données rapportées par 3 études concernant les apports quotidiens de manganèse provenant de la nourriture et les apports nutritionnels recommandés. Selon ces études, les apports nutritionnels recommandés sont de 2 à 7 mg/j tandis que les apports provenant de l'alimentation peuvent atteindre 9 mg/j. L'U.S. EPA a donc conclu qu'une dose de référence de 10 mg/j (0,14 mg/kg/j) est appropriée. Un facteur d'incertitude de 1 a été appliqué pour tenir compte du fait que les données de base concernent un large éventail de populations.

4.2 Effets cancérigènes

Le manganèse n'étant classé quant à son pouvoir cancérigène chez l'humain, aucune VTR pour les effets cancérigènes n'a été établie.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du manganèse

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7439-96-5	
Poids moléculaire	g/mol	54,94	[9]
Point de fusion	K	1517	[9]
Pression de vapeur (25°C)	Pa	5,65x10 ⁻⁷	[9]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	1587,24	[9]
Constante d'Henry	Pa-m ³ /mol	n.a.	
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	1,69	[9]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.d.	
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.d.	
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.d.	
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	65	

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le manganèse

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	0,000103	[1]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	1,9 x 10 ⁻²	[12]
Concentration dans les sols	mg/kg	770	[6]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	1,7 x 10 ⁻¹	[8]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	1,4 x 10 ⁻¹	[8]
5 - 11 ans	mg/kg/j	9,2 x 10 ⁻²	[8]
12 - 19 ans	mg/kg/j	5,8 x 10 ⁻²	[8]
20 ans et plus	mg/kg/j	5,2 x 10 ⁻²	[8]

Références

1. ATSDR. 2000. Toxicological profile for manganese. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
2. Gennart, J.-P., et al. 1992. Fertility of Male Workers Exposed to Cadmium, Lead or Manganese. *American Journal of Epidemiology*, 135(1): 1208-1218.
3. Kawamura, R., et al. 1941. Intoxication by Manganese in Well Water. *Kitasato Arch. Exp. Med.*, 18: 145-169.
4. Kondakis, X.G., et al. 1989. Possible Health Effects of High Manganese Concentration in Drinking Water. *Archives of Environmental Health*, 44(3): 175-178.
5. Lauwerys, R.R., et al. 1985. Fertility of Male Workers Exposed to Mercury Vapour or to Manganese Dust: a Questionnaire Study. *Am. J. Ind. Med.*, 7: 171-176.
6. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
7. MEF. 1997. La qualité de l'air au Québec de 1975 à 1994. ENVIRDOQ EN970122. Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF).
8. Santé Canada. 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le manganèse - Documentation à l'appui. Document technique. Santé Canada, Comité

fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.

9. SRC. 2002. (En ligne : 2007). The Physical Properties Database. Syracuse Research Corporation. <http://esc.syrres.com/interkow/physProp.htm>.
10. U.S. EPA. 1984. Health Assessment Document for Manganese. EPA-600/8-83-013F. Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. Cincinnati, OH.
11. U.S. EPA. 2007. (En ligne: 2007). Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
12. Ville de Québec. 2012. Concentrations moyennes annuelles 2011 dans l'eau potable du secteur de Sillery pour les indicateurs ciblés de qualité de l'eau. Communication personnelle du 20 avril 2012 avec François Proulx.

Molybdène (Mo) 7439-98-7

1 Propriétés physico-chimiques

Le molybdène est retrouvé naturellement dans les sols, il est principalement obtenu de la molybdénite (MoS_2). C'est un métal blanc argenté, à éclats métalliques, mais sous la forme de poudre, il est plutôt gris foncé ou noir. C'est un métal très dur et peu malléable. Se présente sous plusieurs états d'oxydation (+2, +3, +4, +5 et +6). La croûte terrestre contiendrait entre 1,0 et 2,0 mg/kg de molybdène, la concentration des sols au niveau mondial est de 2,0 mg/kg en moyenne. Dans l'hémisphère ouest, les minerais contiendraient entre 0,2 et 0,4 % de molybdène, soit 2 à 4 kg par tonne métrique de minerais. L'utilisation première du molybdène est à titre d'alliage avec l'acier pour des utilisations industrielles en aéronautique en ingénierie et pour la fabrication d'armes. Le molybdène est aussi utilisé comme élément de résistance dans certains appareils électriques, comme composante des appareils électriques et électroniques, à titre d'électrode dans l'industrie du verre, dans la fabrication d'outils, ainsi qu'à titre de pigment pour la peinture et dans certains fertilisants [3].

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Le molybdène est émis naturellement dans l'environnement par l'érosion et les perturbations géologiques. La majorité des rejets atmosphériques anthropiques proviennent de l'industrie minière et de l'utilisation de combustibles fossiles, huile et charbon principalement. Dans l'air ambiant des zones urbaines, les concentrations atmosphériques moyennes de molybdène varient normalement entre 0,01 et 0,03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, alors qu'en milieu rural, les concentrations moyennes varient entre 0,001 et 0,0032 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Les rejets et leur transport atmosphérique pourrait être la voie d'exposition principale chez l'humain [3].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du molybdène dans l'air ambiant est donc de $1,1 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{m}^3$, correspondant à la moyenne de l'ensemble des concentrations dans l'air ambiant rapporté [3].

2.2 Eau potable

La concentration de molybdène dans les eaux de consommation est généralement inférieure à 0,01 mg/L. Des concentrations aussi élevée que 200 $\mu\text{g}/\text{L}$ ont été mesurées dans l'eau de surface de sites situés à proximité de mines [16].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du molybdène dans l'eau potable est de $7,0 \times 10^{-2} \text{ mg}/\text{L}$, la concentration retenue par l'OMS pour la qualité de l'eau potable [16].

2.3 Aliments

Les légumineuses, les noix et les produits de grains sont les aliments qui contribuent le plus à l'apport en molybdène. Les produits d'origine animale, les fruits et beaucoup de légumes sont généralement pauvres en molybdène [12].

En raison de l'absence de méthode analytique simple et fiable, on possède peu d'information sur l'apport en molybdène par les aliments. Une étude américaine rapportait en 1980 des apports variant entre 120 et 240 µg/j avec une moyenne de 180 µg/j. En 1987, une étude de la diète totale réalisée aux États-Unis rapportait des apports de 76 et 109 µg/j pour une femme et un homme respectivement [12].

Si on suppose un apport de 109 µg/j pour un adulte pesant 70 kg on obtient une dose journalière de $1,3 \times 10^{-3}$ mg/kg/j pour les individus de 20 ans et plus. En appliquant ce taux aux autres groupes d'âge, l'apport de molybdène par les aliments est estimé à $1,4 \times 10^{-3}$ mg/kg/j entre 12 et 19 ans, à $2,3 \times 10^{-3}$ mg/kg/j entre 5 et 11 ans, à $3,6 \times 10^{-3}$ mg/kg/j entre 7 mois et 4 ans et à $4,2 \times 10^{-3}$ mg/kg/j pour les nourrissons jusqu'à 6 mois. Ces valeurs ont été retenues pour estimer l'exposition journalière par ingestion d'aliments.

2.4 Sol et poussières intérieures

La croûte terrestre contiendrait entre 1,0 et 2,0 mg/kg de molybdène, la concentration des sols au niveau mondial est de 2,0 mg/kg en moyenne. Dans l'hémisphère ouest, les minerais contiendraient entre 0,2 et 0,4 % de molybdène, soit environ de 2 à 4 kg par tonne métrique de minerais [3].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du molybdène dans les sols est de **2,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [7].

Une étude réalisée en 2001 à Ottawa rapporte une concentration moyenne de 4 mg/kg de molybdène dans les poussières intérieures [13]

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Élément constitutif de nombreux enzymes, le molybdène est un élément essentiel pour l'organisme [12]. Les apports nutritionnels recommandés en 2001 par le Food and Nutrition Board de l'Institute of Medicine varient entre 2 et 50 µg/j selon l'âge [12]. Une déficience est rarement observée [2]. Ses effets néfastes résultant d'une exposition excessive prolongée sont peu documentés tant chez l'animal que chez l'humain.

Chez l'animal, une exposition excessive au molybdène entraîne une réduction de la croissance et du gain de poids, des anomalies du squelette, des effets néfastes sur le foie, les reins et la reproduction (infertilité) ainsi qu'une anémie qui serait due à une perturbation du métabolisme du cuivre [2] [15]. Les études d'inhalation sous-chroniques menées par le NTP n'ont révélé aucun autre effet qu'une

augmentation de la concentration hépatique du cuivre chez le rat [11]. Certaines données disponibles chez l'humain semblent confirmer l'action du molybdène sur le métabolisme du cuivre tandis que certaines autres l'infirmement. Une relation entre l'apport en molybdène et une excrétion accrue de cuivre a été observée chez des sujets exposés pendant 10 jours à différentes doses [14]. En revanche, aucun effet sur le métabolisme du cuivre n'a été observé chez des individus recevant des doses de molybdène jusqu'à 1,5 mg/j [12]. Par ailleurs, une étude épidémiologique a montré que l'ingestion de molybdène était associée à une concentration sanguine d'acide urique élevée et à une incidence de symptômes s'apparentant à ceux de la goutte [14]. En outre, plusieurs études indiquent que l'exposition prolongée au molybdène par inhalation peut causer une pneumoconiose [2].

3.2 Effets cancérigènes

La cancérogénicité du molybdène administré par inhalation sous la forme trioxyde a fait l'objet d'études animales sur des souris et des rats [11]. Chez le rat, les résultats sont équivoques puisqu'une augmentation avec tendance positive marginalement significative de l'incidence des carcinomes ou adénomes bronchiolo-alvéolaires a été observée chez les mâles mais pas chez les femelles. En revanche, chez la souris, l'activité cancérigène est plus évidente avec une augmentation significative de l'incidence des carcinomes ou adénomes bronchiolo-alvéolaires chez les mâles et les femelles. Par ailleurs, les différents tests de génotoxicité se sont révélés négatifs [11]. Le molybdène n'a encore fait l'objet d'aucun classement pour son potentiel cancérigène.

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

Le RIVM est le seul organisme à proposer une VTR pour l'exposition par inhalation. Cette valeur de **12 µg/m³ (3 x 10⁻³ mg/kg/j)** a été établie à partir des résultats des études réalisées par le NTP pour évaluer la toxicologie et la cancérogénicité du trioxyde de molybdène [11]. Une concentration sans effet néfaste observé de 100 mg/m³ a été déterminée au terme des études sous-chroniques. La valeur a été ajustée pour une exposition continue et un facteur d'incertitude global de 1000 a été appliqué pour tenir compte des variabilités inter et intraespèce et de la durée sous-chronique.

4.1.2 Ingestion

Des VTR de 5×10^{-3} et 1×10^{-2} mg/kg/j ont été développées respectivement par l'U.S. EPA [14] et le RIVM [1]. La valeur établie par l'U.S. EPA est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique transversale menée dans une région d'Arménie où les concentrations de molybdène dans les sols et les plantes sont élevées. Les doses d'exposition associées à ces fortes concentrations ont été estimées entre 0,14 et 0,21 mg/kg/j, soit environ 10 fois plus que celles de la population témoin. La prévalence de la goutte et de ses symptômes ainsi que les

taux sanguins d'acide urique étaient plus élevés chez la population exposée. En outre, les taux sanguins de molybdène et l'activité de la xanthine oxydase⁶ étaient corrélés positivement aux taux sanguins d'acide urique. La dose de 0,14 mg/kg/j a été considérée comme un LOAEL et un facteur d'incertitude global de 30 a été appliqué pour tenir compte de l'utilisation d'un LOAEL et de la variabilité de la sensibilité chez l'humain. La valeur obtenue est de **5 x 10⁻³ mg/kg/j**.

Le RIVM a fondé sa VTR sur une dose sans effet néfaste observé de 1 mg/kg/j déterminée chez le rat exposé par voie orale. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué. L'organisme ne présente pas plus d'information concernant le développement de cette valeur.

La VTR de **5 x 10⁻³ mg/kg/j** proposée par l'U.S. EPA a été retenue pour l'évaluation des risques non cancérogènes du molybdène par ingestion.

4.2 Effets cancérogènes

Le potentiel cancérogène du molybdène n'ayant pas été évalué, aucune VTR pour ce type d'effets n'a encore été établie.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du molybdène

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS		7439-98-7	
Poids moléculaire	g/mol	95,9	[4]
Point de fusion	K	2 900	[4]
Pression de vapeur	Pa	5,72 x 10 ⁻⁷	[10]
Solubilité aqueuse	mg/L	76,5	[9]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	n.a.	
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	1,7	[8]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	0,64	[6]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	1,30 x 10 ⁻⁴	[6]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	-	0,815	[5]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	-	n.d.	

6

La xanthine oxydase est une enzyme qui contient des atomes de molybdène

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le molybdène

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	1,1 x 10 ⁻⁵	[3]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	7,0 x 10 ⁻²	[16]
Concentration dans les sols	mg/kg	2,0	[7]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	4,2 x 10 ⁻³	[12]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	3,6 x 10 ⁻³	[12]
5 - 11 ans	mg/kg/j	2,3 x 10 ⁻³	[12]
12 - 19 ans	mg/kg/j	1,4 x 10 ⁻³	[12]
20 ans et plus	mg/kg/j	1,3 x 10 ⁻³	[12]

Références

1. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al. 2001. *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. Report # 711 701 023. RIVM. Bilthoven.
2. Ennever F.K. 1994. Metals. In: A.W. Hayes, (Ed). *Principles and Methods of Toxicology*. (Raven Press, Ltd., New York. Third Edition.
3. HSDB. 2005. (En ligne: Accès en décembre 2006). *Toxicology data - Molybdenum - CASRN : 7439-98-7*. Hazardous Substances Data Base (HSDB), TOXNET Toxicology Data Network, United States National Library of Medicine (NLM). Mise à jour : 2005-06-23.
4. Lide, D.R. 2002. *Handbook of Chemistry and Physics*. CRC Press.
5. McKone, T.E. 1994. *CalTOX, a multimedia total exposure model for hazardous-waste sites*. UCRL-CR-111456Ptl. Department of Toxic Substances Control, Lawrence Livermore National Laboratory. Livermore, California.
6. McKone, T.E. and K.G. Enoch. 2002. *CalTOX, a multimedia total exposure model spreadsheet user's guide, version 4.0 (Beta)*. Ernest Orlando Lawrence Berkeley National Laboratory, supported by the U.S. Environmental Protection Agency and National Exposure Research Laboratory.
7. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines*. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.

8. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1995. *Atom/fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients*. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York.
9. Meyland, M.W. and P.H. Howard. 1996. *Sources and estimations of octanol-water partition coefficients and water solubilities*. Environmental Sciences Center, Syracuse Research Corporation. Syracuse, New York.
10. Neely, W.B. and G.E. Blau. 1985. *Environmental exposure from chemicals – Volume 1*. Boca Raton, Florida: CRC Press.
11. NTP. 1997. *Toxicology and Carcinogenesis Studies of Molybdenum Trioxide (CAS No. 1313-27-5) in F344 Rats and B6C3F1 Mice (Inhalation Studies)*. National Toxicology Program. Department of Health and Human Services.
12. Panel of micronutrients, et al. 2001. *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academy press, Washington, D.C.
13. Rasmussen PE, Subramanian KS, and Jessiman B. 2000. *Geochemistry of house dust, soil and street dust in the city of Ottawa, Canada*.
14. US EPA. 2007. (En ligne : 2007). *Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List*. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
15. Vyskocil A. and C. Viau. 1999. Assessment of molybdenum toxicity in humans. *J. Appl. Toxicol.*, 19: 185-182.
16. WHO. 2006. *Guidelines for Drinking-water Quality - First addendum to third edition - Volume 1 - Recommendations*. Electronic version for the Web (WA 675). World Health Organization (WHO). Geneva, Switzerland.

Plomb (Pb) 7439-92-1

1 Propriétés physico-chimiques

Le plomb est un métal malléable, d'aspect argenté brillant, mais devenant gris terne au contact de l'air. Son importance commerciale tient au fait qu'il soit très dense, de faible point de fusion, résistant aux acides et chimiquement stable dans l'air, l'eau et les sols. L'isotope ^{208}Pb est le plus abondant [1, 2]. Il est relativement abondant dans la croûte terrestre, à une concentration moyenne de 20 mg/kg. Il est présent dans divers métaux, dont la galène (PbS), la cérusite (PbCO_3) et l'anglésite (PbSO_4). La valence du plomb dans l'environnement est généralement de +2, mais il est aussi retrouvé sous la valence de +4. Il est rencontré sous la forme organique, principalement comme tétraéthyle ($\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$) ou tétraméthyle ($\text{Pb}(\text{CH}_3)_4$) de plomb [3]. Le plomb est utilisé pur ou comme alliage dans l'industrie, ou à titre de composé chimique. Au moins la moitié du plomb utilisé mondialement l'est dans la production de batteries au plomb. Le plomb est aussi utilisé dans la fabrication de munitions, de roulement à billes, de câbles et d'équipement électriques et électroniques. Les oxydes sont utilisés dans les peintures, le verre et les produits de céramiques [2]. Les principales propriétés physico-chimiques du plomb sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Le plomb est émis naturellement dans l'environnement principalement par les éruptions volcaniques et l'érosion géologique. Au niveau anthropique, les concentrations de plomb dans l'air ambiant ont grandement diminué depuis l'introduction des essences sans plomb en 1975. L'essence, par les additifs ajoutés, était la source principale d'émissions de plomb dans l'atmosphère. De 1981 à 1990, les concentrations moyennes de plomb dans les particules totales en suspension ont chuté de plus de 94 %, chute des concentrations correspondant à la date d'interdiction des essences avec plomb au Canada [3]. D'autres activités provoquent toutefois la libération de plomb dans l'atmosphère, telle l'utilisation de vaisselle en céramique, les activités artistiques ou artisanales, le décapage d'objets peints et la rénovation entraînant la production de poussières ou de vapeurs de peinture [1].

Des mesures effectuées dans plusieurs grandes villes au Canada en 1993 ont déterminé une concentration moyenne de plomb de $0,0117 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans des particules ayant un diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$. À Montréal, les concentrations annuelles moyennes mesurées sur l'ensemble des postes d'échantillonnages de la CUM étaient inférieures à $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2001. Il existe peu d'information sur les niveaux de plomb dans l'air intérieur au Québec. Un rapport sur la qualité de l'air à Windsor a indiqué que les concentrations dans l'air intérieur sont similaires à celles mesurées à l'extérieur [3]. Selon Santé Canada, la contribution relative

de l'air ambiant à l'apport moyen de plomb est estimée à 1,2 % pour les enfants et 1,9 % pour les adultes [1].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du plomb dans l'air ambiant est donc de $2,0 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$, correspondant à la concentration maximale mesurée dans l'air ambiant en milieu urbain à Montréal en 2001 [3].

2.2 Eau potable

La chimie du plomb dans le milieu aqueux est complexe, cet élément peut se retrouver sous de multiples formes. Il a tendance à former des composés de faible solubilité avec les anions des eaux naturelles. La concentration dans les eaux de surface est dépendante du pH, de la température et de la pression partielle du CO_2 . La forme la plus fréquente est l'ion Pb^{2+} . Des concentrations élevées dans l'eau potable sont le résultat de la présence de tuyaux et/ou de soudures au plomb dans les systèmes de distribution, surtout en présence d'une eau agressive, agressivité liée à la dureté, le pH et le temps de séjour [3].

Des mesures effectuées dans l'eau potable de cinq grandes villes au Canada en 1995 rapportaient des concentrations variant entre 2,7 et 4,2 $\mu\text{g/L}$, avec une moyenne de 3,6 $\mu\text{g/L}$. Au Québec, des mesures effectuées sur l'eau potable de 18 maisons de Montréal en 1981 rapportaient des concentrations variant entre 0,25 et 2,76 $\mu\text{g/L}$ [3]. Les analyses d'eau potable effectuées par la Ville de Québec en 2011 ont déterminé une concentration moyenne en plomb inférieure à $2,0 \times 10^{-3} \text{ mg/L}$ [4].

La contribution relative de l'eau à l'apport moyen de plomb est estimée à 9,8 % pour les enfants et à 11,3 % pour les adultes [1]. La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du plomb dans l'eau potable est donc de $2,0 \times 10^{-3} \text{ mg/L}$, concentration moyenne dans l'eau potable du secteur de Sillery de la Ville de Québec [4].

2.3 Aliments

Les aliments peuvent être contaminés par le plomb qui existe à l'état naturel dans le sol ou par déposition atmosphérique, par l'eau de cuisson ou par les boîtes de conserve soudées au plomb. La contribution de cette dernière source a diminué au courant des dernières années suite à la diminution progressive de l'utilisation de telles conserves [1]. Le plomb est donc généralement présent dans tous les aliments. La concentration en plomb dans des aliments préparés pour la consommation achetés dans cinq grandes villes canadiennes, incluant Montréal, a été mesurée entre 1986 et 1988. Les moyennes des concentrations variaient entre 7,7 et 44,4 $\mu\text{g/kg}$ [3].

Santé Canada estime la consommation quotidienne à 1,1 $\mu\text{g/kg}$ pour les enfants et à 0,75 $\mu\text{g/kg}$ pour les adultes. La contribution relative de la nourriture à l'apport moyen de plomb est estimée à 50,9 % pour les enfants et 82,4 % pour les adultes [1]. Les fruits et les jus de fruits, les légumes divers, les céréales, les viandes, œufs, poissons et fruits de mer sont les aliments pouvant contenir des quantités relativement importantes de plomb [3].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de $3,82 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 0 et 6 mois; de $1,44 \times 10^{-3}$ mg/kg/j entre 7 mois et 4 ans; de $9,77 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 5 et 11 ans; de $6,12 \times 10^{-4}$ mg/kg/j entre 12 et 19 ans et de $6,24 \times 10^{-4}$ mg/kg/j pour un adulte de 20 ans et plus [3].

2.4 Sols et poussières

Le plomb est relativement abondant dans la croûte terrestre, à une concentration moyenne de 20 mg/kg. L'apport anthropique est fait via les mines et les usines de traitements de minerais, les fonderies et les raffineries. Émis dans l'atmosphère sous forme de $PbSO_4$ et de $PbCO_3$, il se redépose au sol sous les mêmes formes. Le plomb dans le sol se trouve souvent en solution sous forme de l'ion Pb^{2+} . La mobilité, la solubilité et la biodisponibilité sont affectées par le pH et la teneur du sol en argile et matières organique. Le type de plomb présent affecte aussi ces mêmes facteurs [3].

La concentration moyenne de plomb dans les sols agricoles québécois est de 29,8 mg/kg. Bien que cette donnée corresponde à des sols éloignés des centres urbains, des données provenant de milieux urbains et ruraux en Ontario indiquent des concentrations moyennes similaires, soit de 33 et de 22 mg/kg respectivement [3].

Une étude portant sur 50 résidences de la ville d'Ottawa a permis de mesurer des concentrations moyennes de plomb de l'ordre de 42,3 mg/kg dans les sols extérieurs, de 33,5 mg/kg dans les poussières de rues et de 233 mg/kg dans les poussières intérieures. Des mesures effectuées dans les poussières intérieures de résidences de la région montréalaise avaient démontré des concentrations similaires [3].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du plomb dans les sols est de **50,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses-Terres du Saint-Laurent [5].

2.5 Autres milieux

La présence de peinture à base de plomb peut être une source importante d'exposition à ce métal, surtout chez les enfants. Des concentrations aussi élevées que 100 000 mg/kg de poids sec ont déjà été rapportées dans d'anciennes peintures. Grâce à la réglementation actuelle, les peintures contiennent maintenant des concentrations en plomb beaucoup plus faibles [3].

Le tabagisme constitue une source non négligeable d'exposition au plomb dans la population adulte. La consommation de 20 cigarettes par jour augmente l'exposition de 0,32 µg/kg par jour pour les 12-19 ans et de 0,26 µg/kg par jour chez les adultes. Cette augmentation correspond à près de 70 % de l'exposition comparativement aux non-fumeurs [3].

3 Effets sur la santé

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Le plomb est reconnu pour ses multiples effets toxiques dont la plupart ont été largement documentés [6] [7] [8] [9]. Jusqu'à un certain point, la toxicité du plomb peut être expliquée par sa capacité à interférer avec différents systèmes enzymatiques : il inhibe les enzymes en se liant à certains groupes de leurs protéines ou en déplaçant des ions métalliques essentiels.

Pour cette raison, le plomb peut exercer une toxicité sur presque tous les organes. De fait, il est admis que le plomb peut causer des effets sur les reins, les systèmes hématopoïétique, nerveux, reproducteur, immunitaire et les glandes endocrines ainsi que des effets cardio-vasculaires et gastro-intestinaux. Toutefois, dans un contexte d'exposition à long terme à de faibles concentrations comme le subit la population en général, les effets sur les systèmes hématopoïétique et nerveux sont ceux qui retiennent le plus l'attention [7] [9] [10]. En effet, les études réalisées à ce jour ont permis de montrer que ces effets néfastes surviennent à des niveaux d'exposition extrêmement faibles, particulièrement chez l'enfant. L'U.S. EPA considère notamment qu'il n'existe pas de seuil où l'absence d'effet peut être clairement établie.

3.2 Effets cancérigènes

L'U.S. EPA a classé le plomb inorganique et ses composés dans le groupe B2, c'est-à-dire une substance cancérigène probable pour l'humain [10]. Cette classification repose sur des données insuffisantes chez l'humain mais concluantes chez l'animal.

Les études épidémiologiques citées par l'U.S. EPA ne permettent pas de conclure à la cancérogénicité du plomb chez l'humain. Certaines ne montrent aucun lien entre l'exposition au plomb et l'incidence accrue de cancers ou de mortalité due aux cancers, alors que d'autres indiquent une augmentation de l'incidence des cancers du poumon, de l'estomac et du rein. Cependant, ces études comportent des lacunes notamment en ce qui concerne l'exposition et le contrôle de facteurs dits confondant (tabagisme).

Les résultats des études animales sont par contre suffisamment probants. Une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales a été observée au cours de plusieurs études menées sur des souris et des rats exposés par voie orale ou injection sous-cutanée de différents sels solubles de plomb [11] [10].

L'IARC a formulé des conclusions similaires et considère le plomb et ses composés tant organiques qu'inorganiques comme probablement cancérigène pour l'humain (groupe 2A).

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

Aucune VTR pour les effets autres que le cancer pour cette voie d'exposition n'a été établie à ce jour.

4.1.2 Ingestion

L'OMS et le RIVM sont les seuls organismes à proposer une VTR pour les effets non cancérigènes du plomb par ingestion [7] [12]. En fait, le RIVM a adopté la valeur établie par l'OMS.

L'OMS a proposé une dose hebdomadaire tolérable de 25 µg/kg ($3,5 \times 10^{-3}$ mg/kg/j). À l'origine, cette dose s'appliquait aux enfants et avait été établie de façon à prévenir l'augmentation de la charge corporelle de plomb chez les nourrissons et par conséquent la manifestation d'effets biochimiques et neurologiques néfastes. La valeur a été calculée sur la base des résultats d'études du métabolisme du plomb chez l'enfant qui ont montré une augmentation de la plombémie et de la charge corporelle de plomb à des doses quotidiennes de plomb de 5 µg/kg et plus mais pas à des doses entre 3 et 4 µg/kg. L'OMS a par la suite (en 1993) étendu l'application de cette dose à tous les groupes d'âge.

Cette valeur de $3,5 \times 10^{-3}$ mg/kg/j a été retenue pour évaluer les risques d'effets non cancérigènes du plomb par ingestion.

4.2 Effets cancérigènes

L'OEHHA de la CalEPA est le seul organisme à proposer des VTR pour les effets cancérigènes du plomb par ingestion et par inhalation [11]. Ces VTR qui sont de $8,5 \times 10^{-3}$ (mg/kg/d)⁻¹ et $4,2 \times 10^{-2}$ (mg/kg/j)⁻¹ respectivement pour l'ingestion et l'inhalation ont été dérivées des résultats d'une étude de cancérogenèse animale sur des rats. Des tumeurs rénales en relation avec la dose ont été observées chez les mâles. L'excès de risque unitaire (ERU) pour l'ingestion a été obtenu par ajustement des données chez les mâles par un modèle linéaire multistade. Pour l'inhalation, l'ERU a été obtenu par extrapolation de l'ERU par ingestion en considérant des taux d'absorption pulmonaire et gastrointestinal de 50 % et 19 % respectivement.

Les VTR de $8,5 \times 10^{-3}$ (mg/kg/d)⁻¹ et $4,2 \times 10^{-2}$ (mg/kg/j)⁻¹ respectivement pour l'ingestion et l'inhalation ont été utilisées pour évaluer les risques de cancer attribuables à l'exposition au plomb.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du plomb

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7439-92-1	
Poids moléculaire	g/mol	207,2	[2]
Point de fusion	K	600,6	[2]
Pression de vapeur	Pa	235,9 (1 000°C)	[8]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	Insoluble	[2]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	n.d.	[2]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-	n.d.	[2]
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.a.	[8]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.a.	[8]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.d.	[2]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	7 - 40 000	[8]
Facteur de bioconcentration dans le poisson	-	4,9 - 3 600	[8]
Facteur de bioconcentration sol → légumes racines	-	> 0,1	[8]
Facteur de bioconcentration sol → autres légumes	-	> 0,1	[8]
Facteur de bioconcentration sol → fruits	-	> 0,1	[8]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	4 x 10 ⁻⁶	[8]

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le plomb

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	2,0 x 10 ⁻⁵	[3]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	2,0 x 10 ⁻³	[4]
Concentration dans les sols	mg/kg	50,0	[5]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	3,82 x 10 ⁻⁴	[3]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	1,44 x 10 ⁻³	[3]
5 - 11 ans	mg/kg/j	9,77 x 10 ⁻⁴	[3]
12 - 19 ans	mg/kg/j	6,12 x 10 ⁻⁴	[3]
20 ans et plus	mg/kg/j	6,24 x 10 ⁻⁴	[3]

Références

1. Santé Canada (SC). 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le plomb. Document technique. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
2. ATSDR. 1999. Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
3. INSPQ. 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.
4. Ville de Québec. 2012. Concentrations moyennes annuelles 2011 dans l'eau potable du secteur de Sillery pour les indicateurs ciblés de qualité de l'eau. Communication personnelle du 20 avril 2012 avec François Proulx.
5. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
6. ATSDR. 2005. Toxicological profile for lead. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
7. WHO. 2003. Lead in Drinking-water - Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization.
8. INÉRIS. 2003. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Plomb et ses dérivés. INERIS-DRC-01-25590-ETSC-APiSD-No00df257. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.
9. Santé Canada. 1992. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le plomb. Document technique. Santé Canada, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
10. U.S. EPA. 2007. (En ligne: 2007). Integrated Risk Information System (IRIS) - IRIS Substance List. United States Environmental Protection Agency (US EPA), Office of Research and Development. <http://www.epa.gov/iris>.
11. CalEPA. 2005. Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines: Part II, Technical Support Document for Describing Available Cancer Potency Factors. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment.

12. Baars, A.J., Theelen, R.M.C., Janssen, P.J.C.M., et al. 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Report # 711 701 023. RIVM. Bilthoven.

Zinc (Zn) 7440-66-6

1 Propriétés physico-chimiques

Le zinc est un métal lustré, bleu-blanc. Il est amphotérique et a tendance à réagir fortement avec les composés organiques et inorganiques, formant des ligands. Il n'est pas retrouvé à l'état naturel. Il est insoluble sous forme métallique, alors que la solubilité des différents composés varie d'insoluble pour les oxydes et les carbonates à très solubles pour les sulfates et les chlorures. Il constitue 0,004 % de la croûte terrestre et est le 25^e élément le plus abondant [1], se retrouvant à des concentrations variant entre 20 et 200 mg/kg [2]. Environ 55 formes minérales existent, les plus communes étant la sphalérite (ZnS) et la smithsonite (ZnCO₃). Le zinc est retrouvé sous deux états d'oxydation principalement, soit 0 et +2. Le zinc est utilisé comme couche protectrice pour plusieurs métaux, tels le fer et l'acier. Il est aussi grandement utilisé à titre d'alliage. On le retrouve dans les peintures, comme catalyseur et comme agent réducteur ou de précipitation en chimie organique et analytique. Les composés de zinc ont des applications dentaires, médicales, pharmaceutiques et dans l'industrie du caoutchouc [2]. Les principales propriétés physico-chimiques du zinc sont présentées au tableau 1.

2 Concentrations ou doses bruit de fond

L'ensemble des valeurs retenues, concentrations et doses, sont présentées au tableau 2.

2.1 Air ambiant

Les sources naturelles atmosphériques de zinc dans l'environnement sont l'érosion géologique, les éruptions volcaniques et les feux de forêt. Toutefois, les sources anthropiques sont les sources principales. Elles incluent la production de fer et d'acier, la combustion du bois, l'incinération de déchets et la combustion de charbon et d'huiles lourdes [2, 3]. Le zinc est présent sous forme particulaire dans l'air, mais ne se volatilise pas à partir du sol. Environnement Canada a mesuré la concentration de zinc dans plus de 3 250 échantillons d'air de onze villes canadiennes, incluant Montréal, entre 1986 et 1992. La moyenne des concentrations était de 0,052 µg/m³. Une étude réalisée en Ontario en 1982 a mesuré des concentrations moyennes de zinc dans l'air ambiant de 1,9 x 10⁻⁵ mg/m³ dans le sud et de 7 x 10⁻⁶ mg/m³ dans le nord de la province [3].

Aucune donnée relative à la concentration de zinc dans l'air intérieur n'a été retrouvée. Une concentration similaire à l'extérieure serait retrouvée dans l'air intérieure [1]. Selon Santé Canada, la contribution relative de l'air ambiant à l'apport moyen de zinc est inférieure à 1 % pour les enfants et pour les adultes [3].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du zinc dans l'air ambiant est donc de **5,0 x 10⁻⁵ mg/m³**, correspondant à la concentration moyenne mesurée dans l'air ambiant de onze villes canadienne entre 1986 et 1992 [1].

2.2 Eau potable

La concentration en zinc des eaux de surface canadiennes variaient de 0,001 à 1,17 mg/L entre 1980 et 1985 [1]. Il ne se volatilise pas à partir de l'eau. La source la plus importante de zinc dans les eaux de surface et les eaux souterraines provient de l'érosion des particules de sols contenant le métal. L'érosion anthropique des sols correspond à 70 % de l'érosion total menant à une solubilisation du zinc. Les rejets municipaux et industriels ainsi que les dépôts atmosphériques sont aussi des sources potentiellement concentrées en zinc [2].

La présence de zinc dans l'eau potable vient de sa lixiviation dans les tuyaux galvanisés, les réservoirs à eau chaude et les garnitures en laiton. La concentration en zinc dans l'eau de distribution peut alors être jusqu'à dix fois plus importante que l'eau brute, de surface ou souterraine [1, 3]. Au Québec, les concentrations mesurées dans l'eau traitée entre 1970 et 1993 variaient entre 0,01 et 1,9 mg/L, plusieurs des mesures se trouvaient sous le seuil de détection. À partir de l'ensemble des données canadiennes, une concentration moyenne de 0,17 mg/L dans l'eau potable au Canada a été déterminée en 1994 [1].

Les analyses d'eau potable effectuées par la ville de Québec en 2011 ont déterminé une concentration moyenne en zinc de $2,0 \times 10^{-2}$ mg/L [4]. Selon Santé Canada, la contribution relative de l'eau potable à l'apport moyen de zinc est inférieure à 1 % pour les enfants et pour les adultes [3].

La valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du zinc dans l'eau potable est donc de **$2,0 \times 10^{-2}$ mg/L**, concentration moyenne dans l'eau potable de la Ville de Québec [4].

2.3 Aliments

Le zinc est un élément essentiel au bon fonctionnement du métabolisme humain. Il joue un rôle dans la stabilité membranaire, est nécessaire pour plus de 300 enzymes et joue un rôle dans le métabolisme de protéines et d'acides nucléiques [2]. De par sa très grande présence naturelle dans l'environnement, il est présent à faible concentration dans la majorité des aliments. On le retrouve principalement dans la viande, les œufs, le poisson, la volaille, les céréales, les huiles et graisses et dans le lait et les produits laitiers [3].

Santé Canada estime que la contribution relative de la nourriture à l'apport moyen de zinc s'élève à 99 % [3].

La valeur retenue pour la dose journalière par ingestion de nourriture est de **$6,76 \times 10^{-1}$ mg/kg/j** entre 0 et 6 mois; de **$6,72 \times 10^{-1}$ mg/kg/j** entre 7 mois et 4 ans; de **$4,55 \times 10^{-1}$ mg/kg/j** entre 5 et 11 ans; de **$3,05 \times 10^{-1}$ mg/kg/j** entre 12 et 19 ans et de **$2,86 \times 10^{-1}$ mg/kg/j** pour un adulte de 20 ans et plus [1].

2.4 Sols et poussières

Le sol reçoit principalement des apports en zinc provenant des mines et industries traitant les minerais, des dépôts atmosphériques et de l'utilisation de fertilisants en agriculture [2]. Au Québec, la concentration moyenne de zinc dans

les sols est de 54 mg/kg pour le Bouclier canadien, de 81 mg/kg dans la région des Appalaches et de 80 mg/kg dans les basses terres du Saint-Laurent. Une autre étude mentionne une concentration moyenne dans les sols de 90 mg/kg au Canada [1].

La concentration moyenne de zinc mesurée il y a une dizaine d'année dans les sols agricoles québécois était de 63 mg/kg. Une moyenne plus représentative pour les sols canadiens serait de 71 mg/kg [1].

Une étude réalisée dans la ville d'Ottawa rapporte des concentrations variant entre 50 et 380 mg/kg dans les sols des cours de maisons, avec une moyenne de 114 mg/kg, alors que les concentrations dans les poussières de rues variaient entre 29 et 305 mg/kg, avec 112 mg/kg de moyenne. Les concentrations dans les poussières intérieures étaient comprises entre 239 et 1 840 mg/kg, avec 714 mg/kg de moyenne [1].

Advenant la réalisation d'une analyse de risque n'impliquant pas directement la présence d'un sol contaminé, la valeur retenue pour la concentration du bruit de fond du zinc dans les sols est de **110,0 mg/kg**, soit la teneur bruit de fond (critère A) pour la province géologique des Basses- Terres du Saint-Laurent [5].

2.5 Autres milieux

La concentration de zinc dans le tabac serait de l'ordre de 30 à 40 µg/g. Environ 70 % de cette concentration serait transféré dans la fumée principale, soit 25 µg/g de tabac [1].

3 Effets sur la santé

Le zinc est un élément essentiel pour l'être humain. Il est partie constituante de l'activité de protéines et d'enzymes qui participent à de nombreux aspects du métabolisme, entre autres à la réplication et à la traduction du matériel génétique. Des apports nutritionnels ont été recommandés [6]. Ils varient de 2 à 11 mg/j selon l'âge et le sexe. Une carence en zinc est donc susceptible d'entraîner des effets sur la santé. À l'opposé, une exposition excessive est susceptible de causer des effets néfastes

3.1 Effets chroniques autres que le cancer

Chez l'humain, les effets néfastes causés par l'inhalation de zinc sous forme d'oxyde, de chlorure et métallique se manifestent sur les voies respiratoires et surtout par l'apparition des symptômes de la fièvre des fondeurs (douleurs à la poitrine, toux, irritation et sécheresse de la gorge, et leucocytose entre autres). Cependant, ces effets se manifestent à de fortes concentrations et sont surtout associés à des expositions aiguës en milieu de travail. On ne dispose pas d'information concernant d'autres effets néfastes résultant d'une exposition répétée par inhalation.

Les données disponibles à ce jour indiquent que l'ingestion de zinc à des doses supérieures aux apports nutritionnels recommandés peut causer des effets sur les systèmes hématologique et immunitaire ainsi que des perturbations du métabolisme

du cuivre et des taux de cholestérol à lipoprotéines de haute densité (HDL) [7] [2]. La perturbation de l'homéostasie du cuivre apparaît comme l'effet le plus sensible et se manifeste par une diminution de l'activité de l'enzyme superoxyde-dismutase érythrocytaire⁷.

3.2 Effets cancérigènes

Les études de cancérogenèse animale et les études épidémiologiques réalisées à ce jour n'ont pas permis d'établir de lien ni d'absence de lien entre l'augmentation de l'incidence de cancer et l'exposition au zinc tant par ingestion que par inhalation. Selon ses dernières lignes directrices concernant l'évaluation de la cancérogénicité, l'U.S. EPA juge que les données sont inadéquates pour évaluer le potentiel cancérigène du zinc.

4 Valeurs toxicologiques de référence

4.1 Effets autres que le cancer

4.1.1 Inhalation

L'OEHHA de la CalEPA est le seul organisme à proposer une VTR pour les effets non cancérigènes par inhalation [8]. L'organisme ne présente ni la méthode ni l'étude utilisées pour dériver cette VTR. Cette valeur de **35 µg/m³ (1 x 10⁻² mg/kg/j)** équivaut en fait à une extrapolation de la VTR pour l'ingestion en assumant des fractions d'absorption gastrointestinale et pulmonaire de 1.

Cette valeur a été utilisée pour l'estimation des risques non cancérigènes par inhalation.

4.1.2 Ingestion

Pour les effets autres que le cancer causés par l'ingestion de zinc, l'U.S. EPA [7] a établi une VTR de 0,3 mg/kg/j à partir des résultats de plusieurs études cliniques au cours desquelles les sujets recevaient des suppléments de zinc. Des perturbations du métabolisme du cuivre ont été observées à des doses entre 0,81 et 0,99 mg/kg/j. La moyenne de ces doses (0,91 mg/kg/j) a servi de base pour dériver la VTR qui a été obtenue en appliquant un facteur d'incertitude de 3 pour tenir compte de la variabilité entre les individus.

Cette VTR de 0,3 mg/kg/j est cependant équivalente aux apports nutritionnels recommandés par le Food and Nutrition Board de l'Institute of Medicine pour les nourrissons [6]. C'est pourquoi l'INSPQ recommande d'utiliser la valeur de 1 mg/kg/j qui correspond à l'apport maximal tolérable provisoire établi par l'OMS [1].

La valeur de **1 mg/kg/j** proposée par l'OMS a été retenue pour l'évaluation des risques d'effets non cancérigènes attribuables à l'ingestion de zinc.

⁷ Un changement de concentration de cet enzyme est considéré comme le meilleur indicateur de la perturbation du métabolisme du cuivre qu'un changement des concentrations plasmatiques du cuivre.

4.2 Effets cancérigènes

Aucune VTR n'a été établie pour ce type d'effet puisque le potentiel cancérigène du zinc n'a pas été encore établi.

Tableau 1 : Propriétés physico-chimiques du zinc

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
No CAS	-	7440-66-6	
Poids moléculaire	g/mol	65,4	[2]
Point de fusion	K	692,7	[2]
Pression de vapeur	Pa	133,3 (487°C)	[9]
Solubilité aqueuse	mol/m ³	Insoluble	[9]
Constante d'Henry	Pa·m ³ /mol	n.a.	[2]
Coefficient de partage octanol-eau (Kow)	-		
Coefficient de diffusion dans l'air	m ² /j	n.a.	[9]
Coefficient de diffusion dans l'eau	m ² /j	n.a.	[9]
Coefficient d'absorption sur carbone organique (Koc)	L/kg	n.d.	[2]
Coefficient de partage sol-eau (Kd)	L/kg	2 - 3 000	[9]
Coefficient de perméabilité cutanée à partir de l'eau	cm/h	6 x 10 ⁻⁴	[9]

Tableau 2 : Concentrations et doses bruit de fond retenues pour le zinc

Paramètre	Unité	Valeur	Référence
Concentration dans l'air ambiant	mg/m ³	5,0 x 10 ⁻⁵	[1]
Concentration dans l'eau potable	mg/L	2,0 x 10 ⁻²	[4]
Concentration dans les sols	mg/kg	110,0	[5]
Doses dans les aliments :			
0 - 6 mois	mg/kg/j	6,76 x 10 ⁻¹	[1]
7 mois - 4 mois	mg/kg/j	6,72 x 10 ⁻¹	[1]
5 - 11 ans	mg/kg/j	4,55 x 10 ⁻¹	[1]
12 - 19 ans	mg/kg/j	3,05 x 10 ⁻¹	[1]
20 ans et plus	mg/kg/j	2,86 x 10 ⁻¹	[1]

Références

1. INSPQ. 2005. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Protection de la santé humaine. Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ), Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels.
2. ATSDR. 2005. Toxicological profile for zinc. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
3. Santé Canada (SC). 1987. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Le zinc. Document technique. Santé Canada (SC), Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement. Ottawa, Ontario.
4. Ville de Québec. 2012. Concentrations moyennes annuelles 2011 dans l'eau potable du secteur de Sillery pour les indicateurs ciblés de qualité de l'eau. Communication personnelle du 20 avril 2012 avec François Proulx.
5. MDDEP. 2002. (En ligne: Accès en février 2007). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Annexe 2 : les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines. Ministère du Développement durable, Environnement et Parcs du Québec (MDDEP). Mise à jour : Non spécifiée. http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm.
6. Panel of micronutrients, et al. 2001. Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine, National Academy press, Washington, D.C.
7. U.S. EPA. 2005. Toxicological Review of Zinc and Compounds (CAS No. 7440-66-6). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). EPA/635/R-05/002. U.S. Environmental Protection Agency. Washington D.C.
8. CalEPA. 2005. (En ligne: 2007). Consolidated Table of OEHHA/ARB Approved Risk Assessment Health Values. Air Resources Board, California Environmental Protection Agency. April 2005. <http://www.arb.ca.gov/toxics/healthval/healthval.htm>.
9. INÉRIS. 2005. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques - Zinc et ses dérivés. INERIS-DRC-01-25590-00DF259. Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (INÉRIS). Verneuil-en-Halatte, France.

Annexe I :
Paramètres d'exposition humaine

Annexe I : Définition générale des scénarios d'exposition

A- Occupation du territoire		Groupe cible : <u>Population utilisatrice</u>		Condition du site : <u>État actuel</u>																			
<input type="checkbox"/> Résidentielle en milieu urbain		<input type="checkbox"/> Résidentielle en milieu rural		<input type="checkbox"/> Commerciale/Industrielle <input checked="" type="checkbox"/> Récréative																			
B- Voies d'exposition																							
Inhalation		Ingestion		Contact cutané																			
<input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de la phase gazeuse (ext.)		<input checked="" type="checkbox"/> Ingestion par inadvertance de sol		<input checked="" type="checkbox"/> Sol																			
<input type="checkbox"/> Inhalation de la phase gazeuse (int.)		<input type="checkbox"/> Ingestion par inadvertance d'eau (baignade)		<input type="checkbox"/> Eau																			
<input checked="" type="checkbox"/> Inhalation de particules (ext.)		<input type="checkbox"/> Ingestion de poussières (int.)		<input type="checkbox"/> Air																			
<input type="checkbox"/> Inhalation de particules (int.)		<input type="checkbox"/> Ingestion d'eau potable		<input type="checkbox"/> Sédiments																			
		<input type="checkbox"/> Ingestion de lait et produits laitiers (local)																					
		<input type="checkbox"/> Ingestion de légumes racines (local)																					
		<input type="checkbox"/> Ingestion d'autres légumes (local)																					
		<input type="checkbox"/> Ingestion de fruits (local)																					
		<input type="checkbox"/> Ingestion de viande (local)																					
		<input type="checkbox"/> Ingestion de poisson (local)																					
		<input type="checkbox"/> Ingestion de sédiments																					
				Calcul dose moyenne à vie																			
				Oui 70																			
C- Fréquence et durée d'exposition				Liste de référence																			
Nombre d'heures par jour (D ₁)		4	Référence																				
Nombre de jours par semaine (D ₂)		7	C																				
Nombre de semaines par an (D ₃)		52	C																				
		Adulte	Enfant	Référence																			
Temps passé à l'intérieur (hre)		0	0	C																			
Temps passé à l'extérieur (hre)		4	4	C																			
Temps total (hre)		4	4																				
<table border="1" style="width:100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="text-align: center;">A</td> <td>Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">B</td> <td>Commerciale/Industrielle - MSSS, 2002</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">C</td> <td>Récréative - MSSS, 2002</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">D</td> <td>Résidentielle milieu urbain/rural - Santé Canada, 2003</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">E</td> <td>Commerciale/Industrielle - Santé Canada, 2003</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">F</td> <td>Récréative - CCME, 1996</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">G</td> <td>Richardson, 1997</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">H</td> <td>Scénario spécifique</td> </tr> <tr> <td style="text-align: center;">I</td> <td>Hypothèse réaliste</td> </tr> </table>						A	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002	B	Commerciale/Industrielle - MSSS, 2002	C	Récréative - MSSS, 2002	D	Résidentielle milieu urbain/rural - Santé Canada, 2003	E	Commerciale/Industrielle - Santé Canada, 2003	F	Récréative - CCME, 1996	G	Richardson, 1997	H	Scénario spécifique	I	Hypothèse réaliste
A	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002																						
B	Commerciale/Industrielle - MSSS, 2002																						
C	Récréative - MSSS, 2002																						
D	Résidentielle milieu urbain/rural - Santé Canada, 2003																						
E	Commerciale/Industrielle - Santé Canada, 2003																						
F	Récréative - CCME, 1996																						
G	Richardson, 1997																						
H	Scénario spécifique																						
I	Hypothèse réaliste																						
Contact cutané		Sol		Eau																			
- Nombre d'heures par événement (DEs ₁)		DEs1	2,8	Référence																			
- Nombre d'événements par jour (DEs ₂)		DEs2	1	C																			
- Nombre de jours avec événement par année (DEs ₃)		DEs3	225	JSN																			
		DEec1	<input type="text"/>	Référence																			
		DEec2	<input type="text"/>	C																			
		DEec3	<input type="text"/>	JSN																			
		DEsedc1	<input type="text"/>	Référence																			
		DEsedc2	<input type="text"/>	C																			
		DEsedc3	<input type="text"/>	JSN																			
Ingestion par inadvertance d'eau		Sol		Ingestion par inadvertance de sédiments																			
- Nombre d'événements par jour (DEe ₁)		<input type="text"/>		Référence																			
- Nombre de jours avec événement par année (DEe ₂)		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			
		<input type="text"/>		Référence																			
		<input type="text"/>		C																			

***Annexe J :
Calcul des doses d'exposition multimédias et
multivoies associées au site***

Annexe J : Calculs des doses d'exposition multimédia et multivoie associées au site

Occupation du territoire :	Résidentielle en milieu urbain	Substance :	Benzo(a)pyrène	Groupe cible :	Population environnante
Voie d'exposition :	Inhalation d'air extérieur (gaz et/ou particules)	Catégorie :	HAP	Condition du site :	État actuel
Équation 1 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air extérieur (forme gazeuse) (mg/kg/jr)			Équation 3 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air extérieur (mg/kg/jr)		
$\text{Dinhextg}_i = \text{Cairextg} \times \text{TInh}_i \times (\text{JSN} / 365) \times (D_1 / 24) \times (D_2 / 7) \times (D_3 / 52) / \text{PC}_i$			$\text{Dinhext}_i = \text{Dinhextg}_i + \text{Dinhextp}_i$		
Équation 2 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air extérieur (forme particulaire) (mg/kg/jr)					
$\text{Dinhextp}_i = \text{Cairextp} \times \text{TInh}_i \times (\text{JSP} / 365) \times (D_1 / 24) \times (D_2 / 7) \times (D_3 / 52) / \text{PC}_i$					
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence
Paramètres associés au site					
Cairextg	= 1,45E-08	mg/m ³	Maximum	Concentration de la substance sous forme gazeuse dans l'air extérieur	Modélisation dans l'air
Cairextp	= 2,76E-10	mg/m ³	Maximum	Concentration de la substance sous forme particulaire dans l'air extérieur	Modélisation dans l'air
Paramètre associé à la substance					
FA	= 1	aucun	Maximum	Facteur d'absorption	Valeur par défaut
Fréquences et durées d'exposition					
D ₁ adulte	= 1,4	hre/jr		Nombre d'heures par jour passées à l'extérieur	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₁ enfant	= 2,8	hre/jr		Nombre d'heures par jour passées à l'extérieur	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₂	= 7	jr/sem		Nombre de jours par semaine	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₃	= 52	sem/an	Maximum	Nombre de semaines par an	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
JSN	= 225	jr/an		Nombre de jours sans couvert de neige	Environnement Canada
JSP	= 185	jr/an		Nombre de jours sans pluie (jours sans couvert de neige)	Environnement Canada
Paramètres d'exposition (5 classes d'âge)					
TInh _i	= varie selon la classe d'âge	m ³ /jr	Moyenne	Taux d'inhalation d'air, voir facteurs d'exposition	MSSS, 2002
PC _i	= varie selon la classe d'âge	kg	Moyenne	Poids corporel, voir facteurs d'exposition	Richardson, 1997
Exemples de calcul (classe d'âge 20 ans et plus)					
Dinhextg ₅	= 1,44809289068344E-08 x 15,8 x (225 / 365) x (1,4 / 24) x (7 / 7) x (52 / 52) / 70,7 =				1,16E-10 mg/kg/jr
Dinhextp ₅	= 2,7587164044647E-10 x 15,8 x (185 / 365) x (1,4 / 24) x (7 / 7) x (52 / 52) / 70,7 =				1,82E-12 mg/kg/jr
Dinhext ₅	= 1,1636986813101E-10 + 1,82280574398714E-12 =				1,18E-10 mg/kg/jr
Résultats : Dose d'exposition par classe d'âge					
Dinhext ₁	= 5,80E-10	mg/kg/jr	< 6 mois		
Dinhext ₂	= 5,96E-10	mg/kg/jr	7 mois à 4 ans		
Dinhext ₃	= 4,66E-10	mg/kg/jr	5 à 11 ans		
Dinhext ₄	= 2,80E-10	mg/kg/jr	12 à 19 ans		
Dinhext ₅	= 1,18E-10	mg/kg/jr	20 ans et plus		

Annexe J : Calculs des doses d'exposition multimédia et multivoie associées au site

Occupation du territoire : Résidentielle en milieu urbain		Substance : Benzo(a)pyrène		Groupe cible : <u>Population environnante</u>	
Voie d'exposition : Inhalation d'air intérieur (gaz et/ou particules)		Catégorie : HAP		Condition du site : <u>État actuel</u>	
Équation 1 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air intérieur (forme gazeuse) (mg/kg/jr)			Équation 3 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air intérieur (mg/kg/jr)		
$Dinhintg_i = Cairintg \times TInh_i \times (JSN / 365) \times (D_1 / 24) \times (D_2 / 7) \times (D_3 / 52) / PC_i$			$Dinhint_i = Dinhintg_i + Dinhintp_i$		
Équation 2 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air intérieur (forme particulaire) (mg/kg/jr)					
$Dinhintp_i = Cairintp \times TInh_i \times (JSP / 365) \times (D_1 / 24) \times (D_2 / 7) \times (D_3 / 52) / PC_i$					
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence
Paramètres associés au site					
Cairintg	= 1,45E-08	mg/m ³	Maximum	Concentration de la substance sous forme gazeuse dans l'air intérieur	Modélisation dans l'air (100% air extérieur)
Cairintp	= 1,93E-10	mg/m ³	Maximum	Concentration de la substance sous forme particulaire dans l'air intérieur	Modélisation dans l'air (70% air extérieur)
Paramètre associé à la substance					
FA	= 1	aucun	Maximum	Facteur d'absorption	Valeur par défaut
Fréquences et durées d'exposition					
D ₁ adulte	= 22,6	hre/jr		Nombre d'heures par jour passées à l'intérieur	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₁ enfant	= 21,2	hre/jr		Nombre d'heures par jour passées à l'intérieur	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₂	= 7	jr/sem		Nombre de jours par semaine	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₃	= 52	sem/an	Maximum	Nombre de semaines par an	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
JSN	= 225	jr/an		Nombre de jours sans couvert de neige	Environnement Canada
JSP	= 185	jr/an		Nombre de jours sans pluie (jours sans couvert de neige)	Environnement Canada
Paramètres d'exposition (5 classes d'âge)					
TInh _i	= varie selon la classe d'âge	m ³ /jr	Moyenne	Taux d'inhalation d'air, voir facteurs d'exposition	MSSS, 2002
PC _i	= varie selon la classe d'âge	kg	Moyenne	Poids corporel, voir facteurs d'exposition	Richardson, 1997
Exemples de calcul (classe d'âge 20 ans et plus)					
Dinhintg ₅	= 1,44809289068344E-08 x 15,8 x (225 / 365) x (22,6 / 24) x (7 / 7) x (52 / 52) / 70,7 =				1,88E-09 mg/kg/jr
Dinhintp ₅	= 1,93110148312529E-10 x 15,8 x (185 / 365) x (22,6 / 24) x (7 / 7) x (52 / 52) / 70,7 =				2,06E-11 mg/kg/jr
Dinhint ₅	= 1,87854215697202E-09 + 2,05977049070547E-11 =				1,90E-09 mg/kg/jr
Résultats :					
Dose d'exposition par classe d'âge					
Dinhint ₁	= 4,37E-09	mg/kg/jr	< 6 mois		
Dinhint ₂	= 4,49E-09	mg/kg/jr	7 mois à 4 ans		
Dinhint ₃	= 3,51E-09	mg/kg/jr	5 à 11 ans		
Dinhint ₄	= 2,11E-09	mg/kg/jr	12 à 19 ans		
Dinhint ₅	= 1,90E-09	mg/kg/jr	20 ans et plus		

Annexe J : Calculs des doses d'exposition multimédia et multivoie associées au site

Occupation du territoire : Résidentielle en milieu urbain
Substance : Benzo(a)pyrène
Groupe cible : Population environnante
Condition du site : État actuel
Voie d'exposition : Ingestion de poussières intérieures
Catégorie : HAP
Concentration dans le sol : Rhizosphère

Équation 1 : Exposition attribuable à l'ingestion par inadvertance de poussières intérieures (mg/kg/jr)

$$\text{Dingpou}_i = \text{Cpouint} \times (\text{TIS}_i / 1000) \times (\text{D}_2 / 7) \times (\text{D}_3 / 52) / \text{PC}_i$$

Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence
Paramètre associé au site					
FSP	= 0,5	aucune		Fraction de sol dans les poussières intérieures	INSPQ, 2005
Cs	= 2,02E-01	mg/kg	LSIC95%	Concentration de la substance dans le sol	
Cpouint	= 1,01E-01	mg/kg	LSIC95%	Concentration de la substance dans les poussières intérieures due au sol	
Paramètre associé à la substance					
FA	= 1	aucun	Non considérée	Facteur d'absorption	Valeur par défaut
Fréquences et durées d'exposition					
D ₂	= 7	jr/sem		Nombre de jours par semaine	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
D ₃	= 32	sem/an	Maximum	Nombre de semaines par an (ne peut pas être > JSN / 7)	Résidentielle milieu urbain/rural - MSSS, 2002
JSN	= 225	jr/an		Nombre de jours sans neige	Environnement Canada
Paramètres d'exposition (5 classes d'âge)					
TIPOU _i	= varie selon la classe d'âge	g/jr	Moyenne	Taux d'ingestion de poussières intérieures, voir facteurs d'exposition	MSSS, 2002
PC _i	= varie selon la classe d'âge	kg	Moyenne	Poids corporel, voir facteurs d'exposition	Richardson, 1997
Facteur de conversion d'unité					
1000	=			Conversion de g en kg	

Exemple de calcul (classe d'âge 20 ans et plus)

$$\text{Dingpou}_5 = 0,100751419373423 \times (0,007 / 1000) \times (7 / 7) \times (32 / 52) / 70,7 = \mathbf{6,17E-09 \text{ mg/kg/jr}}$$

Résultats : Dose d'exposition par classe d'âge

Dingpou ₁	=	5,32E-08	mg/kg/jr	< 6 mois
Dingpou ₂	=	1,98E-07	mg/kg/jr	7 mois à 4 ans
Dingpou ₃	=	2,32E-08	mg/kg/jr	5 à 11 ans
Dingpou ₄	=	7,30E-09	mg/kg/jr	12 à 19 ans
Dingpou ₅	=	6,17E-09	mg/kg/jr	20 ans et plus

Annexe J : Calculs des doses d'exposition multimédia et multivoie associées au site

Occupation du territoire :	Récréatif	Substance :	Benzo(a)pyrène	Groupe cible :	Population utilisatrice
Voie d'exposition :	Inhalation d'air extérieur (gaz et/ou particules)	Catégorie :	HAP	Condition du site :	État actuel
Équation 1 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air extérieur (forme gazeuse) (mg/kg/jr)			Équation 3 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air extérieur (mg/kg/jr)		
$\text{Dinhextg}_i = \text{Cairextg} \times \text{TInh}_i \times (\text{JSN} / 365) \times (D_1 / 24) \times (D_2 / 7) \times (D_3 / 52) / \text{PC}_i$			$\text{Dinhext}_i = \text{Dinhextg}_i + \text{Dinhextp}_i$		
Équation 2 : Exposition attribuable à l'inhalation d'air extérieur (forme particulaire) (mg/kg/jr)					
$\text{Dinhextp}_i = \text{Cairextp} \times \text{TInh}_i \times (\text{JSP} / 365) \times (D_1 / 24) \times (D_2 / 7) \times (D_3 / 52) / \text{PC}_i$					
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence
Paramètres associés au site					
Cairextg	= 1,45E-08	mg/m ³	Maximum	Concentration de la substance sous forme gazeuse dans l'air extérieur	Modélisation dans l'air
Cairextp	= 2,76E-10	mg/m ³	Maximum	Concentration de la substance sous forme particulaire dans l'air extérieur	Modélisation dans l'air
Paramètre associé à la substance					
FA	= 1	aucun	Maximum	Facteur d'absorption	Valeur par défaut
Fréquences et durées d'exposition					
D ₁ adulte	= 4	hre/jr		Nombre d'heures par jour passées à l'extérieur	Récréative - MSSS, 2002
D ₁ enfant	= 4	hre/jr		Nombre d'heures par jour passées à l'extérieur	Récréative - MSSS, 2002
D ₂	= 7	jr/sem		Nombre de jours par semaine	Récréative - MSSS, 2002
D ₃	= 52	sem/an	Maximum	Nombre de semaines par an	Récréative - MSSS, 2002
JSN	= 225	jr/an		Nombre de jours sans couvert de neige	Environnement Canada
JSP	= 185	jr/an		Nombre de jours sans pluie (jours sans couvert de neige)	Environnement Canada
Paramètres d'exposition (5 classes d'âge)					
TInh _i	= varie selon la classe d'âge	m ³ /jr	Moyenne	Taux d'inhalation d'air, voir facteurs d'exposition	MSSS, 2002
PC _i	= varie selon la classe d'âge	kg	Moyenne	Poids corporel, voir facteurs d'exposition	Richardson, 1997
Exemples de calcul (classe d'âge 20 ans et plus)					
Dinhextg ₅	= 1,44809289068344E-08 x 15,8 x (225 / 365) x (4 / 24) x (7 / 7) x (52 / 52) / 70,7 =			3,32E-10	mg/kg/jr
Dinhextp ₅	= 2,7587164044647E-10 x 15,8 x (185 / 365) x (4 / 24) x (7 / 7) x (52 / 52) / 70,7 =			5,21E-12	mg/kg/jr
Dinhext ₅	= 3,32485337517172E-10 + 5,20801641139184E-12 =			3,38E-10	mg/kg/jr
Résultats : Dose d'exposition par classe d'âge					
Dinhext ₁	= 8,29E-10	mg/kg/jr	< 6 mois		
Dinhext ₂	= 8,52E-10	mg/kg/jr	7 mois à 4 ans		
Dinhext ₃	= 6,66E-10	mg/kg/jr	5 à 11 ans		
Dinhext ₄	= 4,00E-10	mg/kg/jr	12 à 19 ans		
Dinhext ₅	= 3,38E-10	mg/kg/jr	20 ans et plus		

Annexe J : Calculs des doses d'exposition multimédia et multivoie associées au site

Occupation du territoire :	Récréatif	Substance :	Benzo(a)pyrène	Groupe cible :	Population utilisatrice	Condition du site :	État actuel	
Voie d'exposition :	Ingestion par inadvertance de sol	Catégorie :	HAP	Concentration dans le sol : Rhizosphère				
Équation 1 : Exposition attribuable à l'ingestion par inadvertance de sol (mg/kg/jr)								
$\text{Dingsol}_i = \text{Cs} \times (\text{TIS}_i / 1000) \times (\text{D}_2 / 7) \times (\text{D}_3 / 52) / \text{PC}_i$								
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence			
Paramètre associé au site								
Cs	= 2,02E-01	mg/kg	LSIC95%	Concentration de la substance dans le sol	Spécifique au site			
Paramètre associé à la substance								
FA	= 1,000E+00	aucun	Non considérée	Facteur d'absorption gastrointestinal	Valeur par défaut			
Fréquences et durées d'exposition								
D ₂	= 7	jr/sem		Nombre de jours par semaine	Récréative - MSSS, 2002			
D ₃	= 32	sem/an	Maximum	Nombre de semaines par an (ne peut pas être > JSN / 7)	Récréative - MSSS, 2002			
JSN	= 225	jr/an		Nombre de jours sans neige	Environnement Canada			
Paramètres d'exposition (5 classes d'âge)								
TIS _i	= varie selon la classe d'âge	g/jr	Moyenne	Taux d'ingestion de sol, voir facteurs d'exposition	MSSS, 2002			
PC _i	= varie selon la classe d'âge	kg	Moyenne	Poids corporel, voir facteurs d'exposition	Richardson, 1997			
Facteur de conversion d'unité								
1000	=			Conversion de g en kg				
Exemple de calcul (classe d'âge 20 ans et plus)								
Dingsol ₅	=	0,201502838746846	x	(0,013 / 1000)	x	(7 / 7)	x (32 / 52) / 70,7 =	2,29E-08 mg/kg/jr
Résultats :								
Dose d'exposition par classe d'âge								
Dingsol ₁	=	1,97E-07	mg/kg/jr	< 6 mois				
Dingsol ₂	=	7,36E-07	mg/kg/jr	7 mois à 4 ans				
Dingsol ₃	=	8,61E-08	mg/kg/jr	5 à 11 ans				
Dingsol ₄	=	2,71E-08	mg/kg/jr	12 à 19 ans				
Dingsol ₅	=	2,29E-08	mg/kg/jr	20 ans et plus				

Annexe J : Calculs des doses d'exposition multimédia et multivoie associées au site

Occupation du territoire :	Récréatif	Substance :	Benzo(a)pyrène	Groupe cible :	Population utilisatrice	Condition du site :	État actuel
Voie d'exposition :	Contact cutané avec du sol	Catégorie :	HAP	Concentration dans le sol : Rhizosphère			
Équation 1 : Exposition attribuable au contact cutané avec du sol (mg/kg/jr)				Équation 2 : Facteur d'absorption cutanée			
$D_{cutsoil} = C_s \times (((SCUTM_i \times CSM_i \times FA_{mains}) + (SCUTA_i \times CSA_i \times FA_{autres})) / 1000) \times (D_2 / 7) \times (DEs_2 \times DEs_3 / 365) / f$				$FA_{mains} = (bulk \times Kps) / (CSM_i \times (Ksol_{mains} + Kvol_{mains})) \times (1 - \exp(-(Ksol_{mains} + Kvol_{mains}) \times DEs_1))$ $FA_{autres} = (bulk \times Kps) / (CSA_i \times (Ksol_{autres} + Kvol_{autres})) \times (1 - \exp(-(Ksol_{autres} + Kvol_{autres}) \times DEs_1))$			
Équation 3 : Calcul du coefficient de perméabilité du contaminant du sol au travers de la peau							
$Kps = (Kpw / (Kd \times bulk))$							
Équation 4 : Calcul du coefficient de transfert de contaminant via l'air du sol au travers de la peau				Équation 5 : Calcul du coefficient de transfert de contaminant via le sol au travers de la peau			
$Kvol_{mains} = H \times Dair \times 3600 / (CSM_i \times Kd \times ds_{-I})$ et $Kvol_{autres} = H \times Dair \times 3600 / (CSA_i \times Kd \times ds_{-I})$				$Ksol_{mains} = Kps \times bulk \times 1000 / CSM_i$ et $Ksol_{autres} = Kps \times bulk \times 1000 / CSA_i$			
Variable	Valeur retenue	Unité	Descripteur retenu	Description de la variable	Référence		
Paramètre associé au site							
Cs	= 2,02E-01	mg/kg	LSIC95%	Concentration de la substance dans le sol	Spécifique au site		
bulk	= 1,7E+00	g/cm ³		Densité du sol (bulk)	Spécifique au site		
ds_I	= 5,0E-01	cm		Profondeur de la contamination uniforme à t = 0	Spécifique au site		
Paramètre associé à la substance							
Kpw	= 1,0E+00	cm/h		Coefficient de perméabilité du contaminant de l'eau au travers de la peau	Paramètres physico-chimiques		
Kd	= 9,7E+03	aucun		Coefficient de partage sol-eau	Paramètres physico-chimiques		
Dair	= 2,2E-02	cm ² /sec		Coefficient de diffusion dans l'air	Paramètres physico-chimiques		
Paramètres associés à la substance							
FA_mains	= 0,2	fraction		Facteur d'absorption cutanée pour les mains	OMEE, 1996		
FA_autres	= 0,2	fraction		Facteur d'absorption cutanée pour les autres parties du corps	OMEE, 1996		
Fréquences et durées d'exposition							
DEs ₁	= 2,8	hre/év.		Nombre d'heures par événement	Récréative - MSSS, 2002		
D ₂	= 7	jr/sem		Nombre de jours par semaine	Récréative - MSSS, 2002		
DEs ₂	= 1	év./jr		Nombre d'événement par jour	Récréative - MSSS, 2002		
DEs ₃	= 225	jr/an		Nombre de jours avec événement par année	Hypothèse réaliste		
Paramètres d'exposition (5 classes d'âge)							
SCUTM _i	= varie selon la classe d'âge	m ²	Moyenne	Surface exposée - mains, voir facteurs d'exposition (Annexe I, section E)	Richardson, 1997		
SCUTA _i	= varie selon la classe d'âge	m ²	Moyenne	Surface exposée - autres parties, voir facteurs d'exposition (Annexe I, section E)	Richardson, 1997		
CSM _i	= varie selon la classe d'âge	g/m ² /év.	Moyenne	Charge de sol - mains, voir facteurs d'exposition (Annexe I, section E)	Kissell et al., 1996, 1998		
CSA _i	= varie selon la classe d'âge	g/m ² /év.	Moyenne	Charge de sol - autres parties, voir facteurs d'exposition (Annexe I, section E)	Kissell et al., 1996, 1998		
PC _i	= varie selon la classe d'âge	kg	Moyenne	Poids corporel, voir facteurs d'exposition (Annexe I, section E)	Richardson, 1997		
Exemples de calcul (classe d'âge 20 ans et plus)							
Kps	= 6,1E-05	cm/h		Coefficient de perméabilité du contaminant du sol au travers de la peau			
Kvol_mains	= 4,2E-06	1/h		Coefficient de transfert de contaminant via l'air du sol au travers de la peau (mains)			
Ksol_mains	= 1,0E+00	1/h		Coefficient de transfert de contaminant via le sol au travers de la peau (mains)			
Kvol_autres	= 4,2E-05	1/h		Coefficient de transfert de contaminant via l'air du sol au travers de la peau (autres parties du corps)			
Ksol_autres	= 1,0E+01	1/h		Coefficient de transfert de contaminant via le sol au travers de la peau (autres parties du corps)			
Dcutsoil ₅	= 0,2 x (((0,089 x 1 x 0,2000000) + (0,822 x 0,1 x 0,2000000)) / 1000) x (7 / 7) x (1 x 225 / 365) / 70,7 =				6,02E-08	mg/kg/jr	

Résultats :		Dose d'exposition par classe d'âge		
Dcutsol ₁	=	1,41E-07	mg/kg/jr	< 6 mois
Dcutsol ₂	=	1,04E-07	mg/kg/jr	7 mois à 4 ans
Dcutsol ₃	=	7,89E-08	mg/kg/jr	5 à 11 ans
Dcutsol ₄	=	6,33E-08	mg/kg/jr	12 à 19 ans
Dcutsol ₅	=	6,02E-08	mg/kg/jr	20 ans et plus