

**ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES
POUR LA SANTÉ HUMAINE LIÉS AUX ÉMISSIONS
ATMOSPHÉRIQUES DE MÉTAUX**

**Projet minier aurifère *Canadian Malartic*
(Malartic, Québec)**

Présentée à



**324, Des Forges, 2^e étage
Trois-Rivières (Québec) G9A 2G8**

Pour le compte de



Août 2008

N/Réf. : RA08-266-1

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE LIÉS AUX ÉMISSIONS ATMOSPHERIQUES DE MÉTAUX

Projet minier aurifère *Canadian Malartic* (Malartic, Québec)

Document présenté à

GENIVAR

Préparé par :

Marie-Odile Fouchécourt, Ph. D., Toxicologue
Directrice de projet – Analyses de risques

Vérifié et approuvé par :

Jean-Pierre Trépanier
Directeur – Analyse de risques

SANEXEN
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC.

Août 2008

N/Réf. : RA08-266-1

SOMMAIRE EXÉCUTIF

Corporation minière Osisko (Osisko) projette l'exploitation du gisement aurifère *Canadian Malartic* localisé tout juste au sud du noyau urbain de la Ville de Malartic et de la route 117, dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue. Le projet comporte notamment un secteur d'exploitation (fosse à ciel ouvert), un complexe minier, un parc à résidus et une halde à stériles. Il est prévu que l'exploitation du gisement aurifère soit réalisée sur une période d'environ 15 ans. Toutefois, le reste des installations pourrait être utilisé à plus long terme advenant le traitement de minerai d'une autre provenance.

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour procéder à l'exploitation du gisement aurifère, Osisko a mandaté la firme Genivar pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). L'étude d'impact vise à estimer et évaluer les impacts du projet dans les secteurs environnants. Dans ce contexte, Sanexen Services environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par Genivar pour évaluer les risques toxicologiques sur la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux anticipées.

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques potentiels liés aux émissions de métaux par le projet minier aurifère sur la santé des riverains. L'étude devait être réalisée à partir des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique des métaux associés aux particules dans l'air ambiant de la zone riveraine et des mesures de la qualité de l'air ambiant prises à Malartic.

Les risques pour la santé humaine ont été estimés et évalués en se conformant aux « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* » publiées en 2002 par le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) et à la « *Directive pour le projet minier aurifère Canadian Malartic* » émise par la Direction des Évaluations environnementales du MDDEP (MDDEP 2007).

Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations de métaux estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine par Genivar. Les concentrations dans l'air ambiant utilisées dans la présente étude étaient celles estimées pour le récepteur le plus exposé à partir des concentrations maximales mesurées dans le gisement, selon le pire scénario. Les risques estimés concernaient trois types d'effets : les effets

liés à une exposition aiguë (de courte durée) par inhalation, les effets chroniques (à long terme) autres que le cancer et le cancer.

Afin de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chacune des étapes de l'estimation du risque, ce qui a permis d'estimer le risque maximal pour les récepteurs considérés. Les risques estimés ont été évalués par rapport aux critères d'acceptabilité établis par le MSSS (2002), soit absence de risques d'effets autres que le cancer (indices de risques inférieurs à l'unité) et risque additionnel de cancer inférieur ou égal à un cas sur un million ($\leq 1 \times 10^{-6}$).

Les résultats indiquent que, pour l'ensemble de la zone riveraine :

- L'exposition aux concentrations maximales de métaux dans l'air ambiant estimées sur une heure ne présente pas de risque d'effets sur la santé liés à une exposition à court terme;
- L'exposition aux concentrations maximales de métaux estimées sur 24 heures ne présente pas de risque d'effets sur la santé autres que le cancer; même pour une exposition quotidienne et à long terme;
- Une exposition continue (durant 70 ans) aux concentrations annuelles maximales de métaux estimées n'entraînerait aucune augmentation significative du risque additionnel de cancer.

Sur la base de ces résultats, le projet d'exploitation du gisement aurifère *Canadian Malartic* ne présente donc pas de risques pour la santé de la population avoisinante liés aux émissions atmosphériques de métaux anticipées.

TABLE DES MATIÈRES

| | PAGE |
|--|------------|
| SOMMAIRE EXÉCUTIF | I |
| TABLE DES MATIÈRES..... | III |
| LISTE DES ANNEXES..... | V |
| LISTE DES TABLEAUX..... | VI |
| LISTE DES FIGURES | VI |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES | VII |
| 1 INTRODUCTION | 1 |
| 1.1 Mise en contexte..... | 1 |
| 1.2 Objectif de l'étude | 2 |
| 1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques | 2 |
| 2 INFORMATION GÉNÉRALE SUR LE PROJET | 5 |
| 2.1 Description sommaire de la zone d'étude..... | 5 |
| 2.1.1 Zone occupée par le projet <i>Canadian Malartic</i> | 5 |
| 2.1.2 Zone riveraine | 9 |
| 2.2 Concentrations de métaux mesurées dans le gisement aurifère..... | 9 |
| 2.3 Concentrations de métaux mesurées dans l'air ambiant à Malartic | 11 |
| 2.4 Concentrations additionnelles estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique..... | 15 |
| 3 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE..... | 16 |
| 3.1 Effets potentiels sur la santé..... | 16 |
| 3.2 Sélection des estimateurs de risques | 20 |
| 3.2.1 Exposition aiguë..... | 21 |
| 3.2.2 Exposition chronique..... | 23 |
| 3.3 Estimateurs de risques retenus | 23 |
| 4 ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES..... | 26 |
| 4.1 Caractérisation des récepteurs | 26 |
| 4.1.1 Identification des récepteurs sensibles | 26 |
| 4.1.2 Localisation des récepteurs modélisés | 26 |

| | | |
|----------|--|-----------|
| 4.2 | Sélection des substances d'intérêt | 31 |
| 4.3 | Estimation de l'exposition | 31 |
| 4.3.1 | Scénario et voies d'exposition | 31 |
| 4.3.2 | Concentrations « additionnelles » estimées dans l'air ambiant..... | 34 |
| 4.3.2.1 | Nature des concentrations retenues | 34 |
| 4.3.2.2 | Concentrations retenues pour estimer les risques d'effets autres que le cancer | 34 |
| 4.3.2.3 | Concentrations utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer | 39 |
| 4.3.3 | Concentrations « existantes » dans l'environnement | 39 |
| 4.3.4 | Estimation des doses d'exposition..... | 45 |
| 4.3.4.1 | Doses d'exposition « existantes » | 45 |
| 4.3.4.2 | Doses d'exposition utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer..... | 45 |
| 4.3.4.3 | Doses d'exposition utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer | 46 |
| 4.3.5 | Estimation et évaluation des risques | 46 |
| 4.3.5.1 | Risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition aiguë..... | 46 |
| 4.3.5.2 | Risques d'effets chroniques autres que le cancer..... | 48 |
| 4.3.5.3 | Risque additionnel de cancer | 52 |
| 4.3.6 | Analyse de l'incertitude | 54 |
| 4.4 | Impact de la restauration prévue du parc à résidus <i>East Malartic</i> | 56 |
| 5 | LIMITES D'INTERPRÉTATION DE L'ÉTUDE | 57 |
| 6 | CONCLUSION | 58 |
| 7 | RÉFÉRENCES | 59 |

LISTE DES ANNEXES

- ANNEXE A : Caractérisation toxicologique des substances d'intérêt
- ANNEXE B : Description des modèles de transfert multimédia
- ANNEXE C : Sommaire des concentrations additionnelles maximales et moyennes estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine par modélisation de la dispersion atmosphérique (Genivar)
- ANNEXE D : Sommaire statistique des concentrations mesurées dans les sols de surface à Malartic (Genivar)
- ANNEXE E : Estimation des doses bruit de fond liées à l'alimentation
- ANNEXE F : Fiches d'information sur les substances à l'étude
- ANNEXE G : Doses additionnelles d'exposition estimées pour évaluer les risques

LISTE DES TABLEAUX

| | PAGE |
|-------------|---|
| Tableau 1. | Concentrations (mg/kg) maximales mesurées dans le gisement..... 10 |
| Tableau 2. | Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt 17 |
| Tableau 3. | Estimateurs de risques retenus 24 |
| Tableau 4. | Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques 31 |
| Tableau 5. | Résumé des paramètres et des voies d'exposition retenus..... 33 |
| Tableau 6. | Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) « additionnelles » dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer 35 |
| Tableau 7. | Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) « additionnelles » dans l'air ambiant utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer 39 |
| Tableau 8. | Concentrations « existantes » dans l'environnement à Malartic 41 |
| Tableau 9. | Documentation des teneurs de fond dans le sol non spécifiques à Malartic . 42 |
| Tableau 10. | Documentation des teneurs de fond dans l'eau potable non spécifiques à Malartic 43 |
| Tableau 11. | Documentation des teneurs de fond dans l'air ambiant non spécifiques à Malartic 44 |
| Tableau 12. | Indices de risques d'effets aigus par inhalation estimés à partir des concentrations « additionnelles » maximales estimées sur une heure 48 |
| Tableau 13. | Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par inhalation et contact cutané..... 50 |
| Tableau 14. | Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par ingestion 51 |
| Tableau 15. | Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie aux concentrations annuelles maximales estimées dans l'air ambiant 53 |

LISTE DES FIGURES

| | PAGE |
|-----------|--|
| Figure 1. | Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation..... 4 |
| Figure 2. | Localisation prévue des installations du projet <i>Canadian Malartic</i> 7 |
| Figure 3 | Localisation des stations d'échantillonnage de l'air ambiant dans la ville de Malartic 13 |
| Figure 4. | Localisation des récepteurs situés dans la zone riveraine..... 29 |
| Figure 5. | Localisation des récepteurs les plus exposés de la zone riveraine 37 |

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

| | |
|----------|--|
| µg | Microgramme (1 µg = 0,000001 g) |
| ACGIH | <i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists</i> |
| ATSDR | <i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> |
| Cal/EPA | Agence de protection de l'environnement de Californie |
| CIRC | Centre international de recherche sur le cancer |
| HEAST | <i>Health Effects Assessment Summary Tables</i> |
| HSDB | <i>Hazardous Substances Data Bank</i> |
| IR | Indice de risque |
| LOAEL | Plus faible dose ayant conduit à l'observation d'effets néfastes (<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>) |
| MDDEP | ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec |
| mg | Milligramme (1 mg = 0,001 g) |
| MSSS | Ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec |
| NIOSH | <i>National Institute for Occupational Safety and Health</i> |
| NOAEL | Dose la plus élevée sans effet néfaste observé (<i>No Observed Adverse Effect Level</i>) |
| TLV-TWA | <i>Threshold Limit Value - Time Weighted Average</i> |
| TNO | Territoire non organisé |
| U.S. EPA | <i>U.S. Environmental Protection Agency</i> |

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le projet à l'étude vise l'exploitation d'un gisement d'or localisé tout juste au sud du noyau urbain de la Ville de Malartic et de la route 117, dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue. Ce gisement fait partie de la propriété minière *Canadian Malartic* qui appartient à Corporation minière Osisko (Osisko). La zone du projet est située au sein du secteur de Malartic et des territoires municipaux limitrophes, soit ceux de Rivière-Héva au nord et du territoire non organisé (TNO) de Lac-Fouillac au sud.

Le projet comporte quatre principales composantes, soit un secteur d'exploitation (fosse à ciel ouvert), un complexe minier, un parc à résidus et une halde à stériles. L'ensemble de ces composantes prendront place dans un périmètre circonscrit par la rue de la Paix et la route 117 (au nord), les installations de la *East-Malartic* (à l'est), le 7^e Rang dans le TNO du Lac-Fouillac (au sud) et le chemin du Lac-Mourier (à l'ouest). Une description plus détaillée des installations est présentée à la section 2.1.1. Il est prévu que l'exploitation du gisement aurifère soit réalisée sur une période d'environ 15 ans. Toutefois, le reste des installations pourrait être utilisé à plus long terme advenant le traitement de minerai d'une autre provenance.

Afin d'obtenir les autorisations nécessaires pour l'exploitation du gisement aurifère *Canadian Malartic*, Osisko a mandaté la firme Genivar pour réaliser l'étude d'impact sur l'environnement devant être présentée au ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) afin de se conformer à la « *Directive pour le projet minier aurifère Canadian Malartic* » émise par la Direction des Évaluations environnementales du MDDEP (MDDEP 2007). L'étude d'impact vise à estimer et évaluer les impacts du projet dans les secteurs environnants. Pour répondre aux préoccupations exprimées par les citoyens quant aux impacts sur leur santé, une évaluation des risques sur la santé liés aux émissions dues à l'exploitation du gisement aurifère devait être incluse dans cette étude d'impact.

Dans ce contexte, Sanexen Services environnementaux inc. (Sanexen) a été mandatée par Genivar pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques sur la santé humaine liés aux émissions de métaux par le projet minier aurifère.

1.2 Objectif de l'étude

L'objectif de la présente étude était d'estimer et d'évaluer les risques potentiels sur la santé des riverains liés aux émissions d'éléments minéraux par l'exploitation projetée du gisement aurifère *Canadian Malartic*. Bien que tous les éléments minéraux considérés dans la présente étude ne soient pas des métaux, le terme « métaux » a été utilisé de façon générique pour représenter tous ces éléments.

L'étude devait être réalisée à partir des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique des métaux dans l'air ambiant de la zone riveraine du projet et des mesures de la qualité de l'air ambiant à Malartic. L'étude devait également tenir compte du fait que la réalisation du projet *Canadian Malartic* conduira à la restauration du parc à résidus *East Malartic*.

1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

L'évaluation des risques toxicologiques pour la santé a été réalisée en se conformant aux documents suivants :

- « *Directive pour le projet minier aurifère Canadian Malartic* » émise par la Direction des Évaluations environnementales du MDDEP (MDDEP 2007).
- « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* » publiées en 2002 par le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS). Ce document porte essentiellement sur la méthodologie recommandée par le MSSS pour :
 - sélectionner les estimateurs de risques toxicologiques (doses sécuritaires);
 - estimer l'exposition;
 - évaluer les risques (critères d'acceptabilité).

Les risques toxicologiques pour la santé des riverains ont été estimés par modélisation à partir des concentrations de métaux estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine par Genivar, puis évalués selon les critères d'acceptabilité du MSSS. La démarche générale d'une évaluation des risques par modélisation consiste essentiellement à mettre en relation les données toxicologiques sur les substances en cause avec les doses d'exposition potentielles estimées pour un récepteur (ex. : résident), selon les conditions d'exposition propres à la zone d'étude. Cette approche peut être décrite en quatre principales étapes (figure 1) :

- a) *l'identification du danger* consiste à identifier les substances potentiellement présentes et pouvant poser un risque pour la santé (sélection des substances

d'intérêt), et à déterminer les concentrations devant être utilisées pour l'évaluation de risques;

- b) *la caractérisation toxicologique* de chaque substance consiste à identifier ou à déterminer les doses jugées sécuritaires, c'est-à-dire assurant l'absence d'effets pour la santé humaine (« estimateurs de risques » de cancer ou d'autres effets);
- c) *la caractérisation de l'exposition* consiste à estimer, par modélisation, les doses d'exposition de l'organisme récepteur (humain) à partir des concentrations estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);
- d) *l'estimation et l'évaluation des risques*. *L'estimation* des risques consiste à comparer les doses d'exposition ainsi obtenues avec les estimateurs de risques. *L'évaluation* des risques consiste à comparer les risques ainsi estimés avec les niveaux de risques pour la santé jugés négligeables par le MSSS (2002). Le MSSS juge que le risque est négligeable lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées durant toute leur vie, et en l'absence de risque d'autres effets. L'étape d'évaluation du risque peut inclure une discussion des incertitudes reliées aux différents intrants de la modélisation.

Dans le cadre du présent mandat, la démarche employée pour la réalisation de l'évaluation des risques incluait les activités spécifiques suivantes :

- Résumé de l'information pertinente disponible pour réaliser l'étude : description sommaire de la zone d'étude, concentrations de métaux mesurées dans le gisement aurifère et dans l'air ambiant à Malartic, modélisation de la dispersion atmosphérique des métaux (hypothèses retenues et concentrations estimées dans l'air ambiant de la zone riveraine);
- Caractérisation toxicologique des substances d'intérêt;
- Définition des hypothèses de travail : caractérisation des récepteurs (identification de la population à risque et des milieux d'exposition pertinents), sélection des substances d'intérêt et identification des concentrations dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques;
- Estimation de l'exposition potentielle des récepteurs : définition du scénario d'exposition, estimation des doses d'exposition potentielles;
- Estimation et évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine : comparaison des niveaux d'exposition estimés avec les niveaux d'exposition jugés sécuritaires par le MSSS;
- Discussion de l'impact de la fermeture du parc à résidus *East Malartic*;
- Si nécessaire, formulation de recommandations.

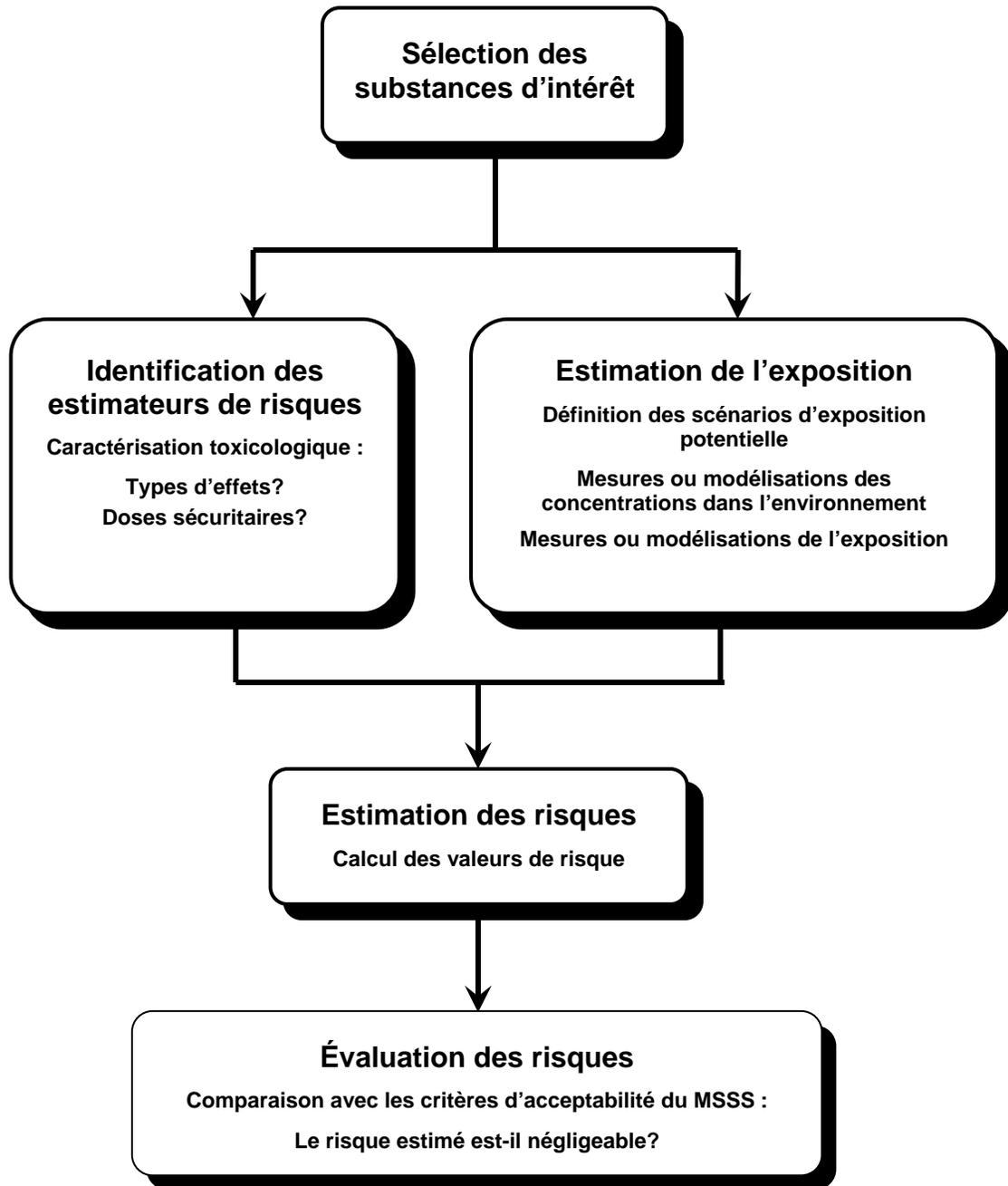


Figure 1. Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

2 INFORMATION GÉNÉRALE SUR LE PROJET

2.1 Description sommaire de la zone d'étude

La zone d'étude définie pour l'étude d'impact sur l'environnement a été décrite en détails dans l'étude d'impact. Cette zone qui s'étend sur une superficie de 8,5 km x 10 km recoupe la municipalité de Malartic, la municipalité de Rivière-Héva (au nord-ouest) et le territoire non organisé (TNO) de Lac-Fouillac (au sud). Ces municipalités et territoire sont regroupés dans la municipalité régionale de comté (MRC) de la Vallée-de-L'Or (figure 2).

La zone d'étude comporte la zone occupée par le projet et la zone dite riveraine, qui entoure la zone d'exploitation minière. L'évaluation des risques sur la santé porte uniquement sur la zone riveraine. Une brève description de ces deux zones est fournie aux sections suivantes.

2.1.1 Zone occupée par le projet *Canadian Malartic*

Le projet comporte quatre principales composantes, soit un secteur d'exploitation, un complexe industriel, un parc à résidus et une halde à stériles. Une description sommaire de ces composantes, des aménagements et installations connexes et des travaux prévus à la fermeture est fournie ci-dessous. Leur localisation est présentée à la figure 2. Davantage de détails sont disponibles dans l'étude d'impact.

Le secteur d'exploitation (fosse à ciel ouvert d'une dimension d'environ 2 km x 780 m) prendra place dans la partie sud du périmètre urbain de Malartic et se rendra non loin de la route 117. Pour permettre l'exploitation du gisement, le secteur de la ville de Malartic situé dans la zone d'exploitation projetée devra être relocalisé. Les bâtiments du périmètre urbain qui n'ont pas à être déplacés ou acquis seront séparés de la fosse et du secteur d'exploitation par une zone tampon (zone verte). La zone verte sera notamment caractérisée par une butte-écran de 15 m de hauteur qui aura une largeur comprise entre 75 et 125 m.

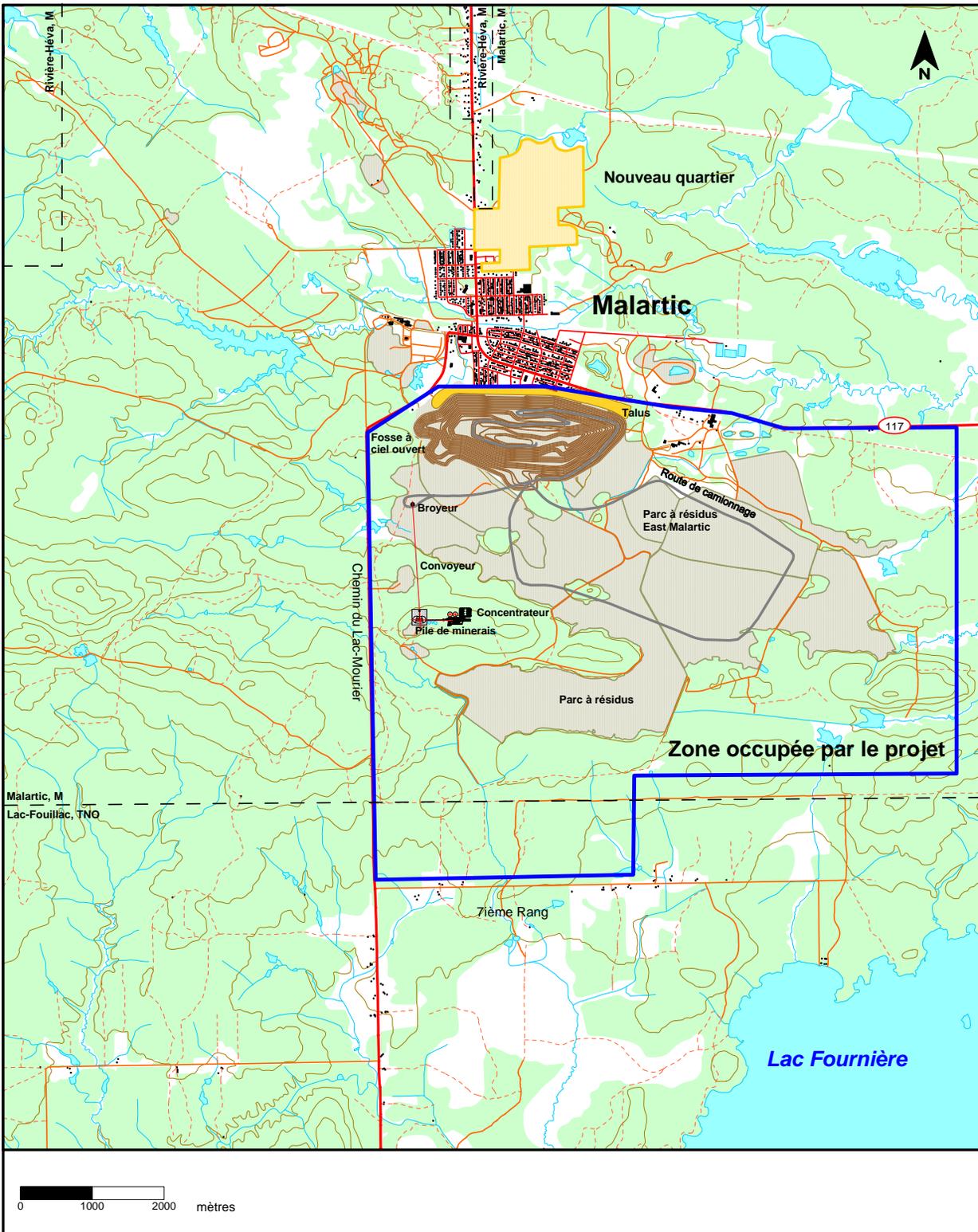


Figure 2. Localisation prévue des installations du projet *Canadian Malartic*

Le complexe minier sera installé au sud-ouest de la fosse, donc en s'éloignant du noyau urbain de Malartic. Ce complexe comprend un broyeur, un système de convoyeurs (en partie souterrain) et une usine de traitement du minerai. La capacité nominale de traitement de l'usine est fixée à 55 000 tonnes par jour, ce qui amène la durée de vie du projet *Canadian Malartic* à environ 15 ans. Néanmoins, la durée de vie de l'usine à proprement parler pourra être passablement plus longue avec l'exploitation éventuelle d'autres gisements à proximité du secteur d'étude.

Le parc à résidus miniers sera aménagé sur les installations de l'ancienne *East-Malartic*. Le dépôt des résidus épaissis du nouveau projet permettra de procéder à la fermeture de cet ancien site minier (parc à résidus, bassin de polissage et bassin de sédimentation).

La halde à stériles sera localisée entre le parc à résidus et la fosse d'exploitation, soit au sud-est du noyau urbain de Malartic. Une partie de cette halde pourra aussi se superposer au parc à résidus une fois les résidus séchés et durcis. De plus, à terme, de la roche stérile pourra recouvrir l'ensemble du parc à résidus avant de pouvoir y déposer de la matière organique et d'y effectuer des ensemencements.

Aux aménagements spécifiquement reliés au domaine minier, s'ajoutera une série d'infrastructures et d'équipements connexes visant la mise en valeur et la bonne gestion du site (chemins d'accès pour les camions et la machinerie aménagés entre les différentes composantes du projet; complexe administratif et installations requises pour l'entretien de la machinerie et des équipements; bassin de polissage aménagé dans le cadre des travaux de fermeture de l'ancienne mine *East-Malartic* et situé au sud-est du parc à résidus).

Suite à l'exploitation du gisement minier *Canadian Malartic*, il est prévu que des mesures de restauration soient entreprises. Ces mesures concerneront la gestion du secteur d'exploitation, la revégétalisation de la halde à stériles et du parc à résidus et le démantèlement du complexe minier.

2.1.2 Zone riveraine

L'information concernant la zone riveraine du projet et pouvant être d'intérêt pour la présente étude est résumée ci-dessous. Davantage de détails sont disponibles dans l'étude d'impact.

- Deux secteurs résidentiels font partie de la zone riveraine :
 - La ville de Malartic, située au nord ou directement à l'endroit du secteur d'exploitation projeté;
 - Le TNO de Lac-Fouillac, situé au sud du gisement.
- Les terrains jouxtant le gisement devant être exploité sont actuellement voués aux usages suivants :
 - Usage résidentiel : directement au nord du gisement. Le quartier situé au niveau du gisement (au sud de la rue de la Paix) est actuellement en cours de relocalisation dans le nord de la ville.
 - Usage institutionnel : le centre d'hébergement Saint-Martin (CHSLD), l'école Saint-Martin, l'école Renaud et le centre de la petite enfance Bambins et Câlins sont situés dans la zone d'exploitation prévue. Il est prévu qu'ils soient relocalisés. Les autres terrains à usage institutionnel (centre Michel-Brière, bibliothèque, église et CLSC de Malartic), hôtel de ville et hôpital psychiatrique de Malartic sont situés en dehors de la zone d'exploitation et devraient conserver leur usage à leur emplacement actuel.
 - Espace forestier.
- Selon le recensement de 2006, la municipalité de Malartic compte 3 640 résidents. La population de la zone d'étude comporte environ 18,6% de jeunes (0-14 ans), 66,7% de personnes âgées de 15 à 64 ans et 14,7% de personnes âgées de 65 ans et plus (Genivar 2008d).

2.2 Concentrations de métaux mesurées dans le gisement aurifère

Les concentrations de 32 éléments ont été analysées dans douze échantillons prélevés dans le gisement aurifère. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Parmi les 32 éléments analysés, 23 ont été détectés : aluminium, argent, baryum, béryllium, calcium, chrome, cobalt, cuivre, fer, magnésium, manganèse, molybdène, nickel, or, phosphore, plomb, potassium, sodium, strontium, titane, vanadium, yttrium et zinc;
- Les neuf autres éléments étaient présents à des concentrations inférieures à la limite de détection analytique : antimoine, arsenic, bismuth, cadmium, étain, lithium, sélénium, thallium et uranium.

Les concentrations maximales mesurées dans le gisement sont présentées au tableau 1.

Tableau 1. Concentrations (mg/kg) maximales mesurées dans le gisement

| Paramètre | Concentration (mg/kg) |
|-----------------------|-----------------------|
| Aluminium (Al) | 84 000 |
| Antimoine (Sb) | <10 |
| Argent (Ag) | 3,0 |
| Arsenic (As) | <30 |
| Baryum (Ba) | 1 600 |
| Béryllium (Be) | 2,4 |
| Bismuth (Bi) | <20 |
| Cadmium (Cd) | <2 |
| Calcium (Ca) | 28 000 |
| Chrome (Cr) | 130 |
| Cobalt (Co) | 48 |
| Cuivre (Cu) | 93 |
| Étain (Sn) | <20 |
| Fer (Fe) | 38 000 |
| Lithium (Li) | <5 |
| Magnésium (Mg) | 18 000 |
| Manganèse (Mn) | 510 |
| Molybdène (Mo) | 11 |
| Nickel (Ni) | 86 |
| Or (Au) | 1,1 |
| Phosphore (P) | 940 |
| Plomb (Pb) | 40 |
| Potassium (K) | 39 000 |
| Sélénium (Se) | <30 |
| Sodium (Na) | 38 000 |
| Strontium (Sr) | 870 |
| Thallium (Tl) | <30 |
| Titane (Ti) | 3 400 |
| Uranium (U) | <20 |
| Vanadium (V) | 120 |
| Yttrium (Y) | 9,7 |
| Zinc (Zn) | 97 |

Source : données transmises par Osisko, juillet 2008.

Les **caractères gras** indiquent les substances détectées dans le gisement.

2.3 Concentrations de métaux mesurées dans l'air ambiant à Malartic

Une campagne d'échantillonnage de l'air ambiant dans la ville de Malartic a été réalisée en été-automne 2007 (Genivar 2008a). Les échantillons ont été prélevés au niveau de deux stations (localisation indiquée à la figure 3) :

- La station n°1, située dans la partie sud de la ville, en périphérie du futur site de la fosse. Cette station se situe en bordure de la mine projetée.
- La station n°2, située dans la partie nord de la ville, en périphérie du cimetière. Cette station se situe à proximité des nouveaux secteurs résidentiels prévus pour les propriétés devant être relocalisées.

Des échantillons de particules totales ont été prélevés sur des périodes de 24 heures, à une fréquence de un jour sur six, entre le 23 juillet et le 15 octobre 2007 (n= 15 et n=8 pour les stations n^{os} 1 et 2, respectivement). Les concentrations moyennes pour une durée de 24 heures de neuf métaux (arsenic, béryllium, cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, vanadium et zinc) ont été mesurées à partir des échantillons de particules ainsi récoltés. Les concentrations équivalentes annuelles maximales ont ensuite été estimées à partir des concentrations maximales sur 24 heures selon la formule utilisée par les organismes de contrôle tels que l'USEPA, la MOE et le MDDEP pour la conversion de données en différentes bases de temps.

Les concentrations mesurées aux deux stations étaient du même ordre de grandeur. Tous ces résultats sont présentés dans Genivar (2008a).

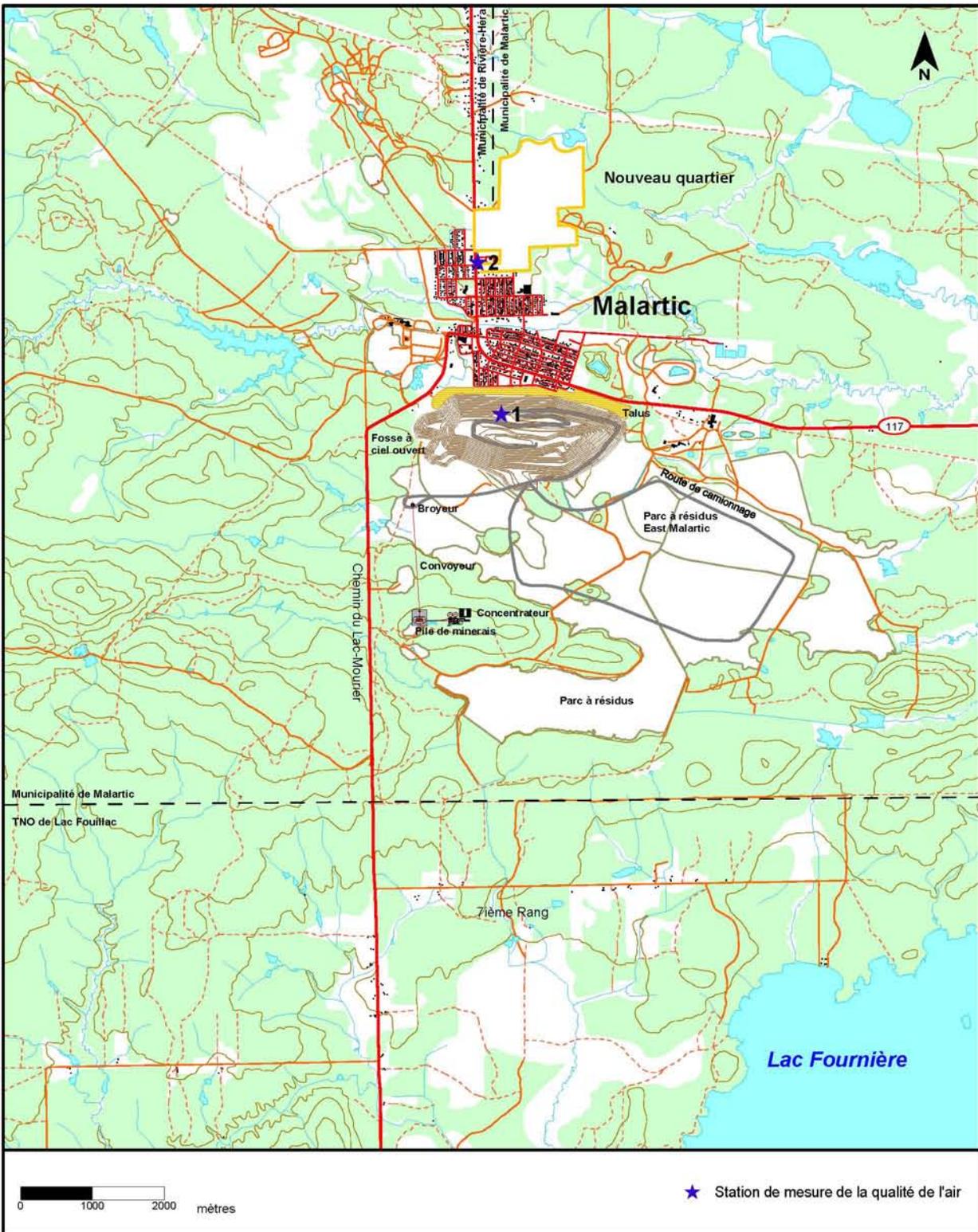


Figure 3 Localisation des stations d'échantillonnage de l'air ambiant dans la ville de Malartic

2.4 Concentrations additionnelles estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique

Les concentrations de métaux dans l'air ambiant liées au projet (concentrations dites « additionnelles » dans la présente étude) ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des particules par Genivar (2008c). Les modélisations ont été réalisées selon deux scénarios (scénario 1 : 2011-2014, scénario 2 : 2015-2019) visant à représenter les émissions de l'ensemble de l'exploitation *via* les sources surfaciques (extraction, stockage du minerai), ponctuelles et volumiques prévues durant l'exploitation. Ces scénarios ont été définis par Genivar de façon prudente et visent à représenter le pire cas.

Les scénarios 1 et 2 se différencient essentiellement par la profondeur des activités de forage et de sautage (20 et 55 mètres, respectivement). Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant de la zone riveraine auront tendance à diminuer au fil des années du fait de la profondeur croissante des activités minières dans la fosse (Genivar 2008c).

Les concentrations additionnelles de particules totales dans l'air ambiant de la zone d'étude ont été estimées selon ces deux scénarios à partir des données météorologiques de cinq années consécutives (2003 à 2007).

Considérant que les particules émises par l'exploitation minière consisteront essentiellement en des particules de roches correspondant au gisement, les concentrations de métaux dans les particules émises devraient être semblables à celles mesurées dans le gisement. Les concentrations additionnelles de métaux dans l'air ambiant ont donc été estimées en multipliant la concentration de particules estimées par la concentration maximale de chaque élément mesurée dans le gisement (voir tableau 1). Les concentrations ainsi estimées et utilisées dans la présente étude sont présentées à la section 4.3.2.

3 CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE

La toxicité d'une substance est déterminée par plusieurs facteurs, incluant sa toxicité intrinsèque (son « pouvoir » toxique), le niveau, la durée et la fréquence de l'exposition, la ou les voie(s) d'exposition et la sensibilité de chaque individu envers chaque substance.

En règle générale, les effets toxiques d'une substance sont d'autant plus marqués que l'exposition est longue. En d'autres termes, pour un niveau d'exposition donné, une substance peut présenter des effets à long terme sans présenter d'effet à court terme. Inversement, on peut être exposé, sans risque d'effets, à des concentrations relativement élevées si l'exposition est intermittente.

Dans le cadre de la présente étude, il convenait d'évaluer les risques liés à des expositions de différentes durées du fait des variations temporelles des concentrations estimées dans l'air ambiant (concentration maximale sur une heure > concentration maximale sur 24 heures > concentration moyenne annuelle).

Les effets potentiels documentés pour les substances à l'étude ont été résumés et une caractérisation toxicologique a été réalisée pour chacune des substances sélectionnées afin d'identifier les estimateurs de risques à utiliser pour estimer les risques pour la santé.

3.1 Effets potentiels sur la santé

Les données toxicologiques rapportées dans la littérature scientifique pour les substances à l'étude ont été résumées au tableau 2. Elles résument les effets toxiques observés chez des animaux de laboratoire ou des humains exposés à des doses généralement élevées, à court, moyen ou long terme. Il importe de noter que les effets rapportés dans ce tableau n'ont été observés qu'à des niveaux d'exposition beaucoup plus élevés que les niveaux correspondants aux estimateurs de risque (voir section 3.2).

Par ailleurs, plusieurs des éléments étudiés sont des éléments essentiels, ce qui signifie que leur apport quotidien (ex. : via l'alimentation) est nécessaire pour être en bonne santé. Toutefois, un apport trop important peut conduire à des effets sur la santé.

Tableau 2. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

| Substance | Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé |
|-----------|---|
| Aluminium | Irritation possible de la peau. Effets possibles sur le système respiratoire, le système nerveux, les reins et le développement. Note : utilisé dans des produits antisudorifiques |
| Antimoine | Irritation de la peau, des yeux et des voies respiratoires. Effets possibles sur les systèmes cardiovasculaire, respiratoire et gastro-intestinal, le foie, les reins et la reproduction. Tumeurs dans les poumons de rats exposés par inhalation. Note : utilisation thérapeutique. |
| Argent | Effets possibles sur la coloration de la peau et d'autres tissus (argyrose), et sur le système respiratoire. Réactions allergiques possibles. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). |
| Arsenic | Irritation des voies respiratoires et de la peau. Effets possibles sur le système gastro-intestinal, le sang, le système cardio-vasculaire et le développement. Classé comme cancérigène pour l'humain (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada). |
| Baryum | Effets possibles sur le système gastro-intestinal, les muscles, le système cardiovasculaire et les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA et Santé Canada). |
| Béryllium | Effets possibles sur le système respiratoire (béryllose) et le système gastro-intestinal. Classé comme cancérigène pour l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène pour l'humain par U.S. EPA. |
| Bismuth | Effets possibles sur le système gastro-intestinal, les reins, le système nerveux et le squelette. Note : utilisation thérapeutique. |
| Cadmium | Effets possibles sur les systèmes respiratoire, cardiovasculaire et gastro-intestinal, les reins, le sang, le squelette et le développement. Classé comme cancérigène pour l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène pour l'humain par U.S. EPA et Santé Canada. |
| Calcium | Élément essentiel. Effets possibles sur les reins et le niveau de calcium dans le sang. |

Tableau 2. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt (suite)

| Substance | Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé |
|---------------------|---|
| Chrome | <p>Forme trivalente : élément essentiel. Effets possibles sur les reins. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).</p> <p>Forme hexavalente : irritation nasale, ulcères cutanés (avec certains composés du chrome). Effets possibles sur le système gastro-intestinal, les reins, le foie et la reproduction. Réactions allergiques possibles (peau). Par inhalation, classé comme cancérigène pour l'humain (U.S. EPA, Santé Canada, CIRC). Par ingestion : non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA).</p> |
| Cobalt | Élément essentiel (vitamine B12). Effets possibles sur les poumons, le cœur, la peau, le foie, les reins et la reproduction. Classé comme possiblement cancérigène pour l'humain par le CIRC. |
| Cuivre | Élément essentiel. Irritation du nez et de la gorge. Effets possibles sur le système gastro-intestinal, le foie, les reins et le développement. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA). |
| Étain (inorganique) | Irritation de la peau et des yeux. Effets possibles sur l'estomac, le sang (anémie), le foie et les reins. |
| Fer | Élément essentiel. Effets possibles sur le système gastro-intestinal. |
| Lithium | Élément essentiel. Effets possibles sur le système nerveux (utilisation thérapeutique à cet effet). |
| Magnésium | Élément essentiel. Effets possibles sur le système gastro-intestinal. |
| Manganèse | Élément essentiel. Effets possibles sur le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction.. Tumeurs du pancréas et de la thyroïde observées chez des rongeurs. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA) |
| Molybdène | Élément essentiel. Effets possibles sur la reproduction. |
| Nickel | Allergie de contact (peau). Effets possibles sur le système respiratoire, l'estomac, le sang, les reins, la reproduction et le développement. Classification du potentiel cancérigène chez l'humain variable selon les formes chimiques (cancérigène, probablement cancérigène ou non classable) (U.S. EPA, CIRC, Santé Canada) |
| Or | Irritation de la peau et des yeux. Réaction allergique possible. Effets possibles sur le développement et les reins (selon la forme chimique). Note : utilisation thérapeutique. |
| Phosphore | Élément essentiel. Effets possible sur le squelette. |

Tableau 2. Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt (suite)

| Substance | Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé |
|-----------|--|
| Plomb | Effets possibles sur le système nerveux, développement, le système cardio-vasculaire, le cerveau, les reins, le sang, le système gastro-intestinal, les muscles, la reproduction et le développement. Classé comme cancérigène probable (U.S. EPA, CIRC) ou possible (Santé Canada) pour l'humain. |
| Potassium | Élément essentiel. Aucun effet recensé. |
| Sélénium | Élément essentiel. Irritation du tractus respiratoire. Effets possibles sur le système gastro-intestinal, les phanères, le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC). |
| Sodium | Élément essentiel. Effets possibles sur la pression sanguine (augmentation). |
| Strontium | Effets possibles sur le squelette. |
| Thallium | Lésions de la peau et des muqueuses, dommages aux phanères. Effets possibles sur le système nerveux central, le tube digestif, les reins, le poumon, le cœur et le foie. Non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, Santé Canada). |
| Titane | Effets documentés uniquement pour le tétrachlorure de titane (irritation, effets sur le système respiratoire). |
| Uranium | Piloérection, perte de poids et hémorragies. Effets possibles sur le rein (principalement), le foie et la glande thyroïde, effets sur la reproduction et le développement. Données inadéquates pour la classification en regard du potentiel cancérigène (Santé Canada) |
| Vanadium | Effets possibles sur les voies respiratoires, les yeux, le foie et les reins. |
| Yttrium | Aucune donnée concernant l'yttrium élémentaire. Irritation des yeux et de la peau et affections respiratoires rapportées pour le nitrate d'yttrium. |
| Zinc | Élément essentiel. Effets possibles sur le système gastro-intestinal, le sang et la reproduction. |

Sources : ATSDR (2008a), CCME (2008), DOSE (2008), HSDB (2008), Institute of Medicine (1997, 2001, 2004), IPCS (2008), Lenntech (2008), Santé Canada (2008) et U.S. EPA (2008)

3.2 Sélection des estimateurs de risques

Les estimateurs de risques sont des indicateurs permettant d'estimer s'il est probable ou non que des doses d'exposition données conduisent à un risque significatif pour la santé. Ces indicateurs définissent la toxicité des substances à l'étude et sont établis par divers organismes gouvernementaux à partir des résultats d'études toxicologiques ou épidémiologiques. Pour la présente étude, des estimateurs de risques ont été identifiés pour évaluer les risques d'effets liés à une exposition aiguë et les risques d'effets liés à une exposition chronique.

Les estimateurs de risques pour effets autres que le cancer correspondent à des doses auxquelles un individu peut être exposé quotidiennement sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé (U.S. EPA 2008, ATSDR 2008b). Ce type d'estimateur de risques est approprié pour évaluer les risques associés à des substances dites « à seuil » (pour lesquelles une exposition à faible dose n'entraîne pas d'effet toxique). Ces estimateurs de risques sont généralement établis à partir d'une dose ou d'une concentration sans effet (NOAEL, dose la plus élevée sans effet néfaste observé, déterminée expérimentalement) qui est divisée par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de la variabilité et/ou de l'incertitude associée à cette valeur. Ils sont exprimés en mg/kg.j (dose) ou en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (concentration dans l'air). La conversion de concentration en dose est effectuée sur la base d'un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{j}$.

Par exemple, lorsque la NOAEL a été déterminée chez l'animal après une exposition chronique, les facteurs de sécurité appliqués sont généralement de 10 pour la variabilité inter-espèces (animal-humain) ainsi que pour la variabilité entre individus (permet de protéger les sous-groupes les plus sensibles de la population), soit un facteur global de 100. Ce facteur peut être réduit si des données scientifiques valides le permettent ou si les données toxicologiques (ex. : NOAEL) ont été obtenues chez l'humain. Toutefois, le facteur global peut être plus élevé s'il doit inclure d'autres sources d'incertitude, soit :

- les limites de la base de données toxicologiques, considérées avec un facteur variant de 1 à 10 (facteur appliqué lorsque tous les types d'effets n'ont pas été documentés, ex. : absence de données sur la reproduction et le développement);
- la durée d'exposition (facteur additionnel de 1 à 10 lorsque la NOAEL est basée sur une étude de durée non chronique);
- en l'absence de NOAEL, l'utilisation de la plus faible dose ayant montré des effets (LOAEL, plus faible dose ayant conduit à l'observation d'effets néfastes).

Les estimateurs de risques de cancer sont différents du fait que, pour la plupart des substances cancérigènes (celles dites « sans seuil »), toute exposition peut conduire à un risque. Pour ces substances, les estimateurs de risques de cancer correspondent donc à un facteur (coefficient de cancérogénicité) permettant de déterminer la probabilité de survenue d'un cancer pour une dose d'exposition donnée. Ces coefficients de cancérogénicité sont basés sur la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la relation dose-réponse à faible dose. Ils sont exprimés en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ ou en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Des doses $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})$ ou des concentrations dans l'air $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ correspondant à un niveau de risque donné (par ex. : 1×10^{-6}) peuvent être estimées à partir de ces coefficients.

3.2.1 Exposition aiguë

La concentration dans l'air à partir de laquelle une substance peut provoquer des effets immédiats sur la santé est très variable d'une substance à l'autre. Pour certaines substances, les concentrations peuvent être très élevées (de l'ordre du g/m^3) sans présenter de risques à court terme, alors que pour d'autres, des effets peuvent survenir à faible concentration (de l'ordre du $\mu\text{g}/\text{m}^3$). L'évaluation des risques d'effets liés à une exposition aiguë est surtout pertinente pour ce dernier type de substances.

Les estimateurs de risques retenus pour évaluer les risques d'effets liés à une exposition aiguë ont été sélectionnés à partir de valeurs de référence recommandées par des institutions gouvernementales (U.S. EPA, Cal/EPA et ATSDR) pour s'assurer de l'absence de risque dans la population générale. Lorsque de telles valeurs n'étaient pas disponibles, des valeurs provisoires ont été dérivées de façon prudente à partir de valeurs visant à protéger la population en cas d'urgence environnementale, la santé des travailleurs ou la population générale advenant une exposition chronique (estimateurs de risques d'effets chroniques autres que le cancer).

La sélection a été réalisée selon l'ordre de préférence suivant¹ :

1. Valeurs de référence (*Risk Exposure Levels*) proposées par l'Agence de Protection de l'Environnement de Californie (Cal/EPA 2000) pour une exposition aiguë définie comme une exposition par inhalation d'une durée d'une heure (*acute RELs*). Ces valeurs de référence correspondent à une concentration à laquelle un individu peut être exposé pendant une heure sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé. Les *acute RELs* sont déterminés de

¹ En l'absence de valeur provenant de U.S. EPA et de valeur visant à protéger la population en cas d'urgence environnementale, ces deux sources n'ont pas été présentées dans la liste de sélection.

façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche décrite pour dériver des estimateurs de risques d'effets autres que le cancer (dose sans effet observé divisée par un facteur de sécurité). La répétition d'expositions de courte durée (≤ 1 h) reste sécuritaire dans la mesure où les épisodes d'exposition sont intermittents;

2. Valeurs de référence (*Minimal Risk Levels*) proposées par ATSDR (2008b) pour une exposition aiguë, définie comme une exposition continue durant un à quatorze jours consécutifs (*acute MRLs*). Les *acute MRLs* sont déterminées de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche décrite pour dériver des estimateurs de risques d'effets autres que le cancer (dose sans effet observé divisée par un facteur de sécurité). Lorsque pertinent, la concentration d'exposition expérimentale est ajustée pour une exposition continue chez l'humain. Ces *acute MRLs* sont généralement plus sévères (plus faibles) que les *acute RELs* (Cal/EPA), car elles réfèrent à une exposition plus longue.
3. TLV-TWA divisée par 100 : les TLV-TWA (*Threshold Limit Value- Time Weighted Average*) correspondent à la concentration moyenne d'exposition sur une durée d'exposition donnée (généralement 8 h ou 10 h) à laquelle les travailleurs pourraient être exposés sans subir d'effets néfastes sur leur santé. Les TLV-TWA sont des normes en milieu de travail déterminées par des organismes gouvernementaux tels que ACGIH (*American Conference of Governmental Industrial Hygienists*) ou NIOSH (*National Institute for Occupational Safety and Health*). Pour les substances ne présentant pas de toxicité aiguë particulière, les TLV-TWA sont basées sur la protection des travailleurs pour une exposition à long terme (effets survenant à des niveaux d'exposition plus faibles que lors d'une exposition à court terme). Pour les fins de la présente étude, les TLV-TWA ont été divisées par un facteur de sécurité de 100. Ce facteur a été appliqué pour les raisons suivantes :
 - les TLV-TWA sont déterminées pour des adultes en bonne santé (moins sensibles que la population générale);
 - la notion d'effet néfaste n'était pas clairement définie par ACGIH et la documentation disponible ne permettait généralement pas de connaître la façon dont les concentrations proposées avaient été déterminées (dose critique et facteurs de sécurité non détaillés);
 - la marge de sécurité des TLV-TWA est généralement faible (les TLV-TWA correspondent souvent à la NOAEL ou à la LOAEL observée chez l'humain ou chez l'animal suite à une exposition de plus ou moins longue durée).

4. Par ailleurs, lorsque la concentration provisoire estimée à partir de la TLV-TWA était inférieure à l'estimateur de risques d'effets chroniques (concentration de référence, voir tableau 10), celui-ci était également retenu pour estimer les risques d'effets aigus.

3.2.2 Exposition chronique

Les estimateurs de risques d'effets chroniques retenus pour la présente étude ont été sélectionnés selon l'ordre de préférence recommandé par le MSSS, qui privilégie les données issues de :

1. l'Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis (U.S.EPA) : base de données IRIS (*Integrated Risk Information System*) ou HEAST (*Health Effects Assessment Summary Tables*).
2. l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) : *Minimal Risk Levels* (MRLs) présentés dans les *Toxicological Profiles*.
3. Santé Canada.
4. l'Organisation mondiale de la santé (OMS).

Les valeurs proposées par d'autres organisations, telles que le ministère hollandais de la santé publique et de l'environnement (RIVM), l'agence pour la protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA) et l'*Institute of Medicine* (IOM) de la *National Academy of Sciences*, ont également été considérées. Le caractère essentiel de certains éléments a été pris en considération à cette étape.

3.3 Estimateurs de risques retenus

Les valeurs des estimateurs de risques retenues pour la présente étude sont présentées au tableau 3. La sélection de ces valeurs est justifiée dans la description toxicologique de chaque substance, fournie à l'annexe A.

Des estimateurs de risques ont été recensés pour toutes les substances excepté le bismuth, le lithium, l'or et le potassium (aucune valeur identifiée parmi toutes les sources consultées).

Tableau 3. Estimateurs de risques retenus

| Substance | Exposition aiguë par inhalation | | Exposition chronique Effets autres que le cancer | | | Exposition chronique Risque additionnel de cancer | | |
|-------------------|--|----------------------|--|---|--------|--|--|------|
| | Concentration à court terme ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Origine ^a | Ingestion Dose ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) | Inhalation Dose ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | Potentiel cancérogène pour l'humain ^b | Coefficient de cancérogénicité ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) ⁻¹ Ingestion Inhalation | |
| Aluminium | 150 | TLV-TWA | 1,0 | 1,0 | 3500 | NC | NA | NA |
| Antimoine | 5,0 | TLV-TWA | 4×10^{-4} | 4×10^{-4} | 1,4 | NC | NA | NA |
| Argent | 3,6 | CRC | 5×10^{-3} | 1×10^{-3} | 3,6 | D | NA | NA |
| Arsenic | 0,19 | REL | 3×10^{-4} | $8,6 \times 10^{-6}$ | 0,03 | A | 1,5 | 15 |
| Baryum | 5,0 | TLV-TWA | 0,2 | $2,9 \times 10^{-4}$ | 1,0 | D | NA | NA |
| Béryllium | 0,02 | TLV-TWA | 2×10^{-3} | 2×10^{-6} | 0,0073 | B1 | NA | 8,4 |
| Bismuth | ND | NA | ND | ND | ND | NC | ND | ND |
| Cadmium | 0,1 | TLV-TWA | 5×10^{-4} | $4,8 \times 10^{-6}$ | 0,02 | B1 | NA | 15 |
| Calcium | ND | NA | 36 | ND | ND | NC | NA | NA |
| Chrome trivalent | 5,0 | TLV-TWA | 1,5 | 0,02 | 60 | D | NA | NA |
| Chrome hexavalent | 0,5 | TLV-TWA | 3×10^{-3} | $2,9 \times 10^{-5}$ | 0,1 | A | 0,42 | 510 |
| Cobalt | 0,2 | TLV-TWA | 1×10^{-3} | $2,9 \times 10^{-5}$ | 0,1 | 2B | ND | ND |
| Cuivre | 100 | REL | 0,14 | 0,017 | 60 | D | NA | NA |
| Étain | 100 | CRC | 0,03 | 0,03 | 100 | NC | NA | NA |
| Fer | 10 | TLV-TWA | 0,8 | 0,8 | 2800 | NC | NA | NA |
| Lithium | ND | NA | ND | ND | ND | NC | NA | NA |
| Magnésium | ND | NA | 5,0 | ND | ND | NC | NA | NA |
| Manganèse | 2,0 | TLV-TWA | 0,14 | $1,4 \times 10^{-5}$ | 0,05 | D | NA | NA |
| Molybdène | 100 | TLV-TWA | 5×10^{-3} | 5×10^{-3} | 17 | NC | NA | NA |
| Nickel | 1,0 | TLV-TWA | 0,02 | $1,4 \times 10^{-5}$ | 0,05 | 1; 2B | ND | 0,84 |

Tableau 3 Estimateurs de risques retenus (fin)

| Substance | Exposition aiguë par inhalation | | Exposition chronique Effets autres que le cancer | | | Exposition chronique Risque additionnel de cancer | | |
|-----------|--|----------------------|--|---|--|--|---|----------------------|
| | Concentration à court terme ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Origine ^a | Ingestion Dose ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) | Inhalation Dose ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) | Inhalation Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Potentiel cancérigène pour l'humain ^b | Coefficient de cancérigénicité ($\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) ⁻¹ | |
| | | | | | | | Ingestion | Inhalation |
| Or | ND | NA | ND | ND | ND | ND | NA | NA |
| Phosphore | 20 | MRL | 43 | ND | ND | NC | NA | NA |
| Plomb | 0,5 | TLV-TWA | $3,6 \times 10^{-3}$ | $1,4 \times 10^{-4}$ | 0,5 | B2 | $8,5 \times 10^{-3}$ | $4,2 \times 10^{-2}$ |
| Potassium | ND | NA | ND | ND | ND | NC | NA | NA |
| Sélénium | 20 | CRC | 5×10^{-3} | 5×10^{-3} | 20 | D | NA | NA |
| Sodium | ND | NA | 33 | ND | ND | NC | NA | NA |
| Strontium | ND | NA | 0,6 | 0,6 | 2100 | NC | NA | NA |
| Thallium | 1,0 | TLV-TWA | 7×10^{-5} | 7×10^{-5} | 0,245 | D | NA | NA |
| Titane | ND | NA | 3,0 | 3,0 | 10 500 | NC | NA | NA |
| Uranium | 2,1 | CRC | 6×10^{-4} | 6×10^{-4} | 2,1 | NC | NA | NA |
| Vanadium | 0,2 | MRL | 3×10^{-4} | 3×10^{-4} | 1,0 | NC | NA | NA |
| Yttrium | 10 | TLV-TWA | ND | ND | ND | NC | NA | NA |
| Zinc | ND | NA | 0,3 | 0,3 | 1 050 | NC | NA | NA |

^a : REL=*acute REL* (Cal/EPA), MRL=*acute MRL* (ATSDR), TLV-TWA=TLV-TWA (ACGIH ou NIOSH) divisée par 100, CRC=concentration de référence pour des effets chroniques

^b : Classification selon U.S. EPA (2008) : groupe A : cancérigène pour l'humain, groupes B1 et B2 : probablement cancérigène pour l'humain, groupe C : possiblement cancérigène pour l'humain, groupe D : non classable.

Classification selon CIRC (2008) : groupe 1 : cancérigène pour l'humain, groupe 2A : probablement cancérigène pour l'homme, groupe 2B : peut-être cancérigène pour l'homme.

NC : substance non classée comme cancérigène, cancérigène probable ou cancérigène possible pour l'humain par U.S.EPA (2008), CIRC (2008), Santé Canada ou ACGIH (HSDB 2008)

NA : Non applicable

ND : Non disponible

4 ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES

4.1 Caractérisation des récepteurs

4.1.1 Identification des récepteurs sensibles

Dans le cadre d'une évaluation des risques visant à évaluer les impacts d'un projet sur la santé des riverains, il convient de s'assurer que les récepteurs les plus sensibles ou les plus exposés soient considérés. Ces récepteurs incluent :

- Les résidents (vise les quartiers résidentiels existants, en cours de développement ou en projet);
- Les enfants (vise les écoles, les parcs et les garderies);
- Les personnes sensibles du fait de leur état de santé (vise les institutions de santé accueillant des patients).

Selon la carte 2 (Inventaire du milieu humain – Périmètre urbain de Malartic) de l'étude d'impact, la zone d'étude comporte plusieurs de ces récepteurs sensibles, notamment :

- des écoles et une garderie (dont certaines seront relocalisées au nord de la ville),
- des institutions de santé (hôpital psychiatrique, CLSC et centre d'hébergement),
- des quartiers résidentiels et des parcs (ville de Malartic et TNO de Lac-Fouillac).

Ces récepteurs sensibles sont principalement situés dans la ville de Malartic. Certains d'entre eux sont situés dans la zone d'exploitation projetée et seront relocalisés au nord de la ville. Tous les récepteurs sensibles sont inclus dans la zone riveraine visée par la présente étude.

4.1.2 Localisation des récepteurs modélisés

Pour évaluer les risques toxicologiques sur la santé liés à un projet à venir, les impacts du projet sur le milieu environnant doivent être estimés (puisque'ils ne peuvent être mesurés). Dans le contexte d'émissions atmosphériques, les concentrations additionnelles (liées au projet) sont estimées dans l'air par modélisation de la dispersion atmosphérique. Ces estimations sont réalisées pour une grille de récepteurs définis par leur position dans la zone d'étude.

La modélisation de la dispersion atmosphérique réalisée pour le projet *Canadian Malartic* et concernant la zone riveraine portait sur 1 088 récepteurs (Genivar 2008c). Ces récepteurs sont répartis sur l'ensemble de la zone riveraine et sont distribués selon leur éloignement par rapport aux sources d'émissions, l'axe des vents dominants et la densité de population (figure 4). Le maillage utilisé est compris entre 100 m x 100 m (ville et ses proches alentours) et 500 m x 500 m.

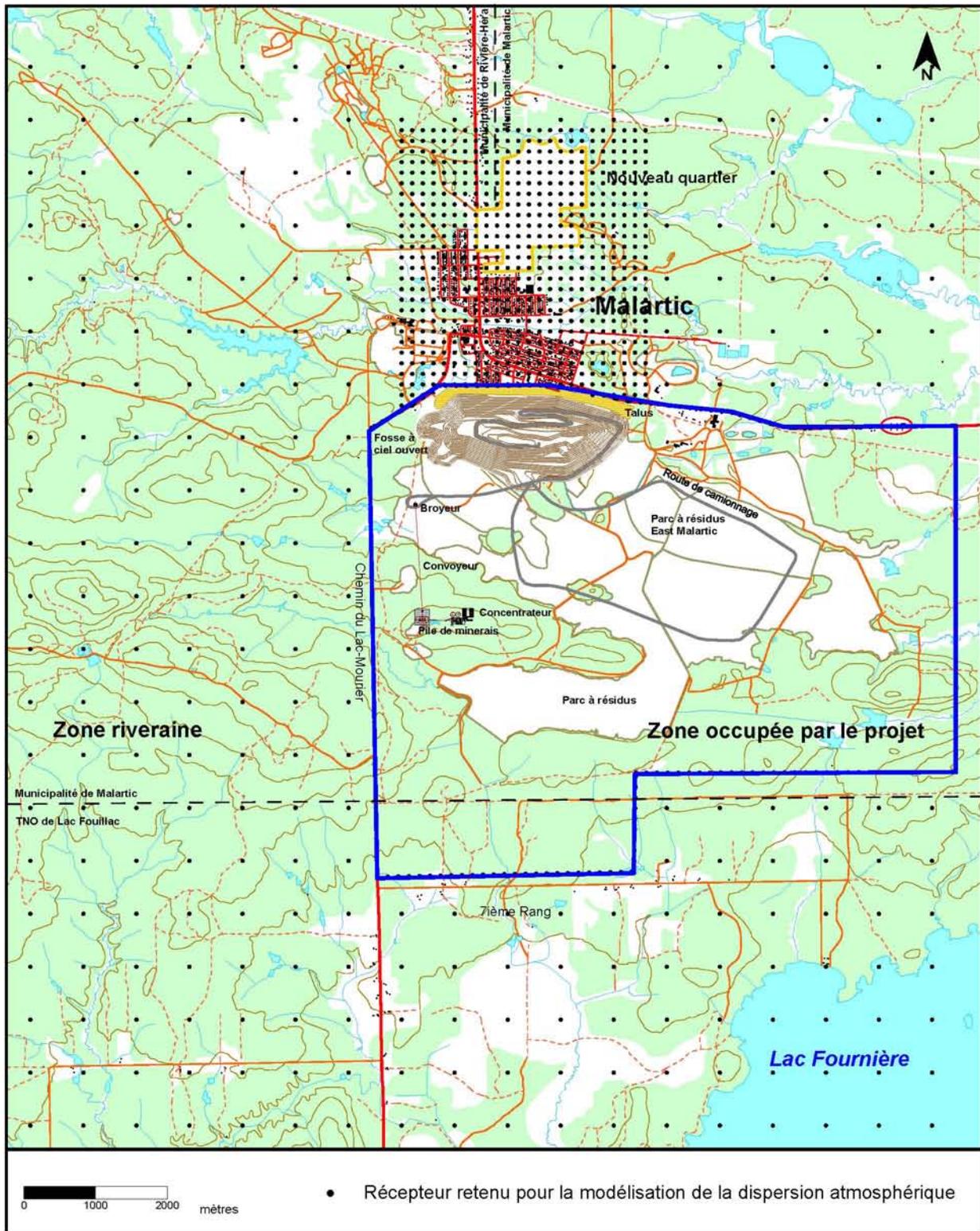


Figure 4. Localisation des récepteurs situés dans la zone riveraine

4.2 Sélection des substances d'intérêt

Tous les métaux pour lesquels des données étaient disponibles ont été considérés, ce qui correspond aux 32 éléments analysés dans le gisement (voir tableau 1). Les risques ont été estimés pour toutes les substances pour lesquelles au moins un estimateur de risque a été identifié. La liste de ces substances est indiquée au tableau suivant. :

Tableau 4. Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques

| | | |
|----------------|----------------|----------------|
| Aluminium (Al) | Cuivre (Cu) | Sélénium (Se) |
| Antimoine (Sb) | Étain (Sn) | Sodium (Na) |
| Argent (Ag) | Fer (Fe) | Strontium (Sr) |
| Arsenic (As) | Magnésium (Mg) | Thallium (Tl) |
| Baryum (Ba) | Manganèse (Mn) | Titane (Ti) |
| Béryllium (Be) | Molybdène (Mo) | Uranium (U) |
| Cadmium (Cd) | Nickel (Ni) | Vanadium (V) |
| Calcium (Ca) | Phosphore (P) | Yttrium (Y) |
| Chrome (Cr) | Plomb (Pb) | Zinc (Zn) |
| Cobalt (Co) | | |

4.3 Estimation de l'exposition

L'estimation de l'exposition des récepteurs est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les contaminants qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les voies d'exposition potentielles par lesquelles les individus pourraient être exposés (ingestion, inhalation et/ou contact cutané) ainsi que les patrons d'exposition (fréquence et durée de l'exposition). Un autre élément essentiel à l'estimation de l'exposition est la détermination des concentrations de contaminants dans les divers compartiments environnementaux d'intérêt (air extérieur, air intérieur, sol, poussières, etc.).

4.3.1 Scénario et voies d'exposition

Les hypothèses retenues pour estimer l'exposition des individus (scénario d'exposition) sont basées sur les recommandations émises dans les lignes directrices du MSSS (2002) pour un contexte résidentiel. Ces hypothèses très prudentes visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel lié à une exposition quotidienne, même

à long terme. Elles impliquent la présence dans la zone d'étude d'individus appartenant à toutes les tranches d'âge (soit 0 - 0,5 ans, 0,5 - 4 ans, > 4 - 11 ans, > 11 - 19 ans et > 19 - 70 ans), à raison de 24 heures par jour, 365 jours par année. L'ensemble de la population générale est donc représenté. Le temps passé à l'intérieur du bâtiment correspond à 21,2 heures/jour pour les enfants et à 22,6 heures/jour pour les adultes.

L'exposition à des métaux émis dans l'atmosphère peut se produire par inhalation d'air. Toutefois, les métaux étant des substances très peu volatiles, ils sont essentiellement présents en phase particulaire et peuvent se déposer sur le sol et les plantes. Sur la base de ces informations, les voies d'exposition pertinentes dans la présente étude sont :

- l'inhalation d'air ambiant (à l'extérieur des bâtiments) et d'air intérieur (affecté par les échanges d'air entre l'extérieur et l'intérieur);
- l'ingestion de sol et de poussières intérieures (affectés par les retombées atmosphériques ou par les matières particulaires présentes dans l'air intérieur);
- l'ingestion de produits du potager d'origine locale (affectés par les retombées atmosphériques et le transfert air-plante);
- le contact cutané avec l'air, les particules de sol et les poussières intérieures;
- l'ingestion de lait maternel pour la tranche d'âge 0 - 0,5 ans.

Pour la présente étude, la consommation d'eau potable n'a pas été retenue pour estimer l'exposition additionnelle car l'étude d'impact conclut que l'eau potable utilisée dans la zone riveraine ne devrait pas être affectée de façon significative par le projet. Selon l'étude d'impact, la qualité de l'eau souterraine ne serait pas modifiée étant donné qu'aucun impact significatif n'est appréhendé sur la contamination des sols par l'utilisation d'abat-poussières, de fondants ou par des déversements d'hydrocarbures. En outre, la faible perméabilité des sols limitera l'infiltration des eaux de surface potentiellement affectées.

Le tableau 5 résume les paramètres et les voies d'exposition retenus pour l'évaluation des risques toxicologiques à la santé humaine.

Tableau 5. Résumé des paramètres et des voies d'exposition retenus

| Paramètres d'exposition | Usage résidentiel |
|--|---|
| Période d'exposition | 24 heures/jour, 7 jours/semaine, 52 semaines/année durant 70 ans |
| Durée d'exposition à l'intérieur de la résidence | Adultes : 22,6 heures/jour Enfants : 21,2 heures/jour |
| Voies d'exposition | Voies retenues |
| Inhalation d'air extérieur | ✓ |
| Inhalation d'air intérieur | ✓ |
| Ingestion de sol de surface | ✓ |
| Ingestion de poussières intérieures | ✓ |
| Ingestion de lait maternel ^a | ✓ |
| Contact cutané avec l'air intérieur | ✓ |
| Contact cutané avec l'air extérieur | ✓ |
| Ingestion d'eau potable ^b | |
| Ingestion de fruits et légumes d'origine locale | ✓ |

^a : Pour la tranche d'âge 0 - 0,5 ans seulement

^b : Non affectée par le projet, selon l'étude d'impact.

Les paramètres d'exposition (taux d'inhalation, poids corporel, taux d'ingestion de fruits et légumes, etc.) recommandés par le MSSS (2002) pour chaque tranche d'âge ont été utilisés pour estimer les doses d'exposition. Tel que recommandé par le MSSS dans un contexte résidentiel urbain, il a été considéré que les végétaux cultivés localement représentaient 10 % de la consommation quotidienne de fruits et légumes, et ce, 365 jours/année durant 70 ans.

Les concentrations dans les différents milieux environnementaux ont été estimées à partir des concentrations additionnelles dans l'air ambiant selon les modèles de transfert multimédia décrits par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF 1996). Ces modèles sont présentés à l'annexe B.

4.3.2 Concentrations « additionnelles » estimées dans l'air ambiant

4.3.2.1 *Nature des concentrations retenues*

Les concentrations dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques ont été sélectionnées en tenant compte du type d'effet évalué, lequel dépend entre autres de la durée et de la fréquence de l'exposition. La nature des concentrations retenues pour l'évaluation des risques a été déterminée comme suit :

- Pour évaluer les risques d'effets liés à une exposition aiguë (une heure) par inhalation, les concentrations maximales estimées sur une heure ont été retenues;
- Pour évaluer les risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition de plus longue durée (chronique), les concentrations maximales estimées sur 24 heures ont été retenues, car elles permettent d'estimer les risques qui pourraient être associés aux journées durant lesquelles les vents sont les plus défavorables (ce qui n'est pas reflété dans les concentrations annuelles). Ce choix est très prudent, car il est peu probable que la concentration maximale estimée sur 24 heures soit rencontrée plusieurs jours de suite et durant une période suffisamment longue pour pouvoir conduire à des effets chroniques;
- Pour évaluer les risques additionnels de cancer liés à une exposition cumulée sur la durée de vie, les concentrations moyennes annuelles ont été utilisées. Ce choix a été motivé par le fait que le risque de cancer dépend de la dose cumulée durant la vie et non des variations de l'exposition à court terme (pics d'exposition horaire, pour 24 heures, etc.).

Ces trois catégories de concentrations ont été fournies par Genivar pour les 1 088 récepteurs représentant la zone riveraine (Genivar 2008c). Les résultats d'intérêt sont résumés à l'annexe C.

4.3.2.2 *Concentrations retenues pour estimer les risques d'effets autres que le cancer*

Afin de pouvoir détecter tout risque potentiel, les risques d'effets autres que le cancer ont été évalués à partir des concentrations maximales estimées sur l'ensemble de la zone riveraine. Ces concentrations ont été estimées pour le récepteur le plus exposé, par modélisation de la dispersion atmosphérique à partir du scénario 1 (Genivar 2008c). Elles sont présentées au tableau 6. La localisation des récepteurs correspondants est indiquée à la figure 5.

Tableau 6. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) « additionnelles » dans l'air ambiant utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer

| Paramètre | Concentration maximale sur 1 heure (estimation des risques liés à une exposition aiguë) | Concentration maximale sur 24 heures (estimation des risques liés à une exposition chronique) |
|--------------------|---|---|
| Particules totales | 698 | 133 |
| Aluminium | 1,12E-02 | 1,05E-03 |
| Antimoine | 1,33E-06 | 1,25E-07 |
| Argent | 4,02E-07 | 3,79E-08 |
| Arsenic | 3,99E-06 | 3,76E-07 |
| Baryum | 2,13E-04 | 2,01E-05 |
| Béryllium | 3,19E-07 | 3,01E-08 |
| Cadmium | 2,66E-07 | 2,51E-08 |
| Calcium | 3,72E-03 | 3,51E-04 |
| Chrome | 1,73E-05 ^a | 1,63E-06 ^a |
| Cobalt | 6,38E-06 | 6,02E-07 |
| Cuivre | 1,24E-05 | 1,17E-06 |
| Étain | 2,66E-06 | 2,51E-07 |
| Fer | 5,05E-03 | 4,77E-04 |
| Magnésium | 2,39E-03 | 2,26E-04 |
| Manganèse | 6,78E-05 | 6,40E-06 |
| Molybdène | 1,46E-06 | 1,38E-07 |
| Nickel | 1,14E-05 | 1,08E-06 |
| Phosphore | 1,25E-04 | 1,18E-05 |
| Plomb | 5,32E-06 | 5,02E-07 |
| Sélénium | 3,99E-06 | 3,76E-07 |
| Sodium | 5,05E-03 | 4,77E-04 |
| Strontium | 1,16E-04 | 1,09E-05 |
| Thallium | 3,99E-06 | 3,76E-07 |
| Titane | 4,52E-04 | 4,27E-05 |
| Uranium | 2,66E-06 | 2,51E-07 |
| Vanadium | 1,60E-05 | 1,51E-06 |
| Yttrium | 1,29E-06 | 1,22E-07 |
| Zinc | 1,29E-05 | 1,22E-06 |

Source : données fournies par Genivar 2008. Les concentrations additionnelles de métaux dans l'air ambiant ont été estimées en multipliant la concentration de particules estimées par la concentration maximale de chaque élément mesurée dans le gisement (voir tableau 1)

^a: La proportion de chrome trivalent et hexavalent n'étant pas connue, il a été considéré, par défaut, que 25% du chrome total dans l'air serait sous forme hexavalente (Sanexen 2008)

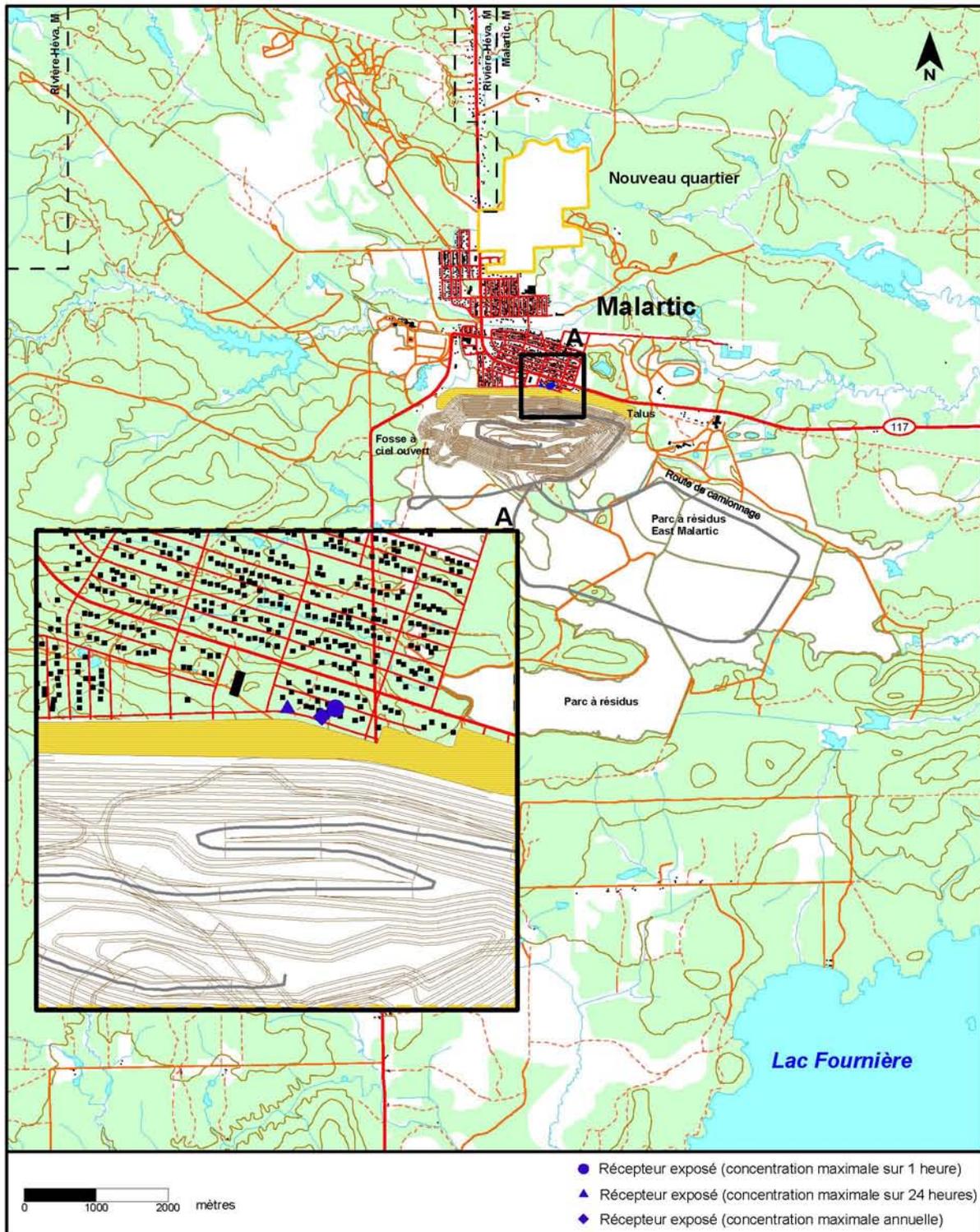


Figure 5. Localisation des récepteurs les plus exposés de la zone riveraine

4.3.2.3 Concentrations utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer

Le risque de développer un cancer est généralement estimé à partir de la dose cumulée durant la vie. Pour les fins de la présente étude, cette dose a été estimée à partir de la concentration annuelle maximale estimée pour le pire récepteur, par modélisation de la dispersion atmosphérique selon le pire scénario (scénario 1; Genivar 2008c). Les concentrations ainsi estimées pour tous les métaux classés comme ayant un potentiel cancérigène pour l'humain sont présentées au tableau 7. La localisation du récepteur correspondant est présentée à la figure 5.

Tableau 7. Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) « additionnelles » dans l'air ambiant utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer

| Paramètre | Concentration annuelle maximale |
|--------------------|---------------------------------|
| Particules totales | 12,5 |
| Arsenic | 3,8E-07 |
| Béryllium | 3,0E-08 |
| Cadmium | 2,5E-08 |
| Chrome | 1,6E-06 |
| Nickel | 1,1E-06 |
| Plomb | 5,0E-07 |

4.3.3 Concentrations « existantes » dans l'environnement

Pour évaluer l'impact du projet, les risques liés spécifiquement au projet à l'étude ont été comparés au niveau de risques qui serait encouru par les récepteurs si le projet à l'étude n'était pas réalisé (risque « existant »). Ce niveau de risque a été estimé à partir des concentrations « existantes » de métaux dans l'environnement mesurées ou estimées à Malartic.

Les métaux et autres éléments minéraux sont des substances naturellement présentes dans l'environnement. Toutefois, du fait du passé minier et industriel de la région de Malartic, les métaux présents dans l'environnement de la zone d'étude sont à la fois d'origines naturelle et anthropique. Dans ce contexte, il est attendu que les concentrations « existantes » (avant projet) de certains métaux soient plus élevées que les teneurs de fond naturelles. Par conséquent, pour les fins de la présente étude, les concentrations « existantes » dans l'environnement de Malartic ont été estimées à partir

des concentrations de métaux mesurées dans la zone d'étude (lorsque disponibles) ou, par défaut, à partir de données régionales, québécoises, canadiennes, voire américaines.

Les concentrations « existantes » utilisées dans la présente étude sont indiquées au tableau 8. Les valeurs spécifiques de la région de Malartic (en gris dans le tableau 8) ont été déterminées comme suit :

- Air ambiant : concentration annuelle maximale estimée à partir du suivi de l'air ambiant à Malartic. Ces valeurs visent à représenter l'exposition existante (avant restauration du parc à résidus *East Malartic*).
- Sols : limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne des concentrations (IC95) mesurées dans les sols de surface (0 – 10 cm) de la zone d'étude (Genivar 2008b), lorsque disponible (cas de Ag, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Mn, Mo, Ni, Pb et Zn). Les IC95 des concentrations mesurées dans le sol de surface à Malartic étaient généralement semblables aux teneurs de fond documentées pour la région géologique Supérieur et Rae (Choinière et Beaumier 1997), excepté pour Ag, As et Pb pour lesquels les IC95 étaient trois à six fois plus élevés que les teneurs de fond. Le sommaire statistique détaillé des concentrations mesurées et les teneurs de fond régionales sont présentés à l'annexe D.
- Eau potable : trois sources de données locales ont été utilisées, selon l'ordre de préférence suivant :
 1. Concentrations mesurées dans l'eau potable distribuée par le réseau d'aqueduc de la Ville de Malartic, alimenté par la nappe d'eau souterraine via trois puits situés au nord de la ville (M. Jean Brassard, *comm. pers.* 2008). Valeurs disponibles pour Sb, As, Ba, Cd, Cr, Cu², Pb, Se et U (mesurées en août 2007).
 2. En l'absence de telles données, moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau potable de 26 résidences du TNO de Lac-Fouillac (Genivar 2008b). Valeurs disponibles pour Ca, Fe, Mg, K, Na et Zn (mesurées en novembre 2007 et avril 2008).
 3. En l'absence de telles données, moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la zone d'étude (Genivar 2008b). Valeurs disponibles pour Ni (mesurées en octobre et décembre 2007).
 4. Lorsque les substances n'étaient pas détectées, la moitié de la limite de détection analytique a été retenue (cas de Sb, As, Cd, Cr, Pb, Se et U).

En l'absence de données spécifiques à Malartic, les concentrations existantes dans le sol, l'eau et l'air ont été tirées de la littérature. La méthodologie de détermination et les références bibliographiques sont stipulées, pour chaque milieu et chaque substance aux tableaux 9 à 11.

² Valeur non retenue. Voir explications au tableau 10.

Tableau 8. Concentrations « existantes » dans l'environnement à Malartic

| Substance | Sol (mg/kg) | Eau potable (µg/L) | Air (ng/m ³) |
|-----------|-------------|--------------------|--------------------------|
| Aluminium | 34 800 | 77 | 0,39 |
| Antimoine | 0,6 | 1,5 | 0,23 |
| Argent | 3,1 | 0,0025 | 1,0 |
| Arsenic | 18 | 0,5 | 1,04 |
| Baryum | 79 | 5 | 12 |
| Béryllium | 0,97 | 0,013 | 0,17 |
| Cadmium | 1,2 | 0,05 | 0,35 |
| Calcium | 58 000 | 32 350 | 699 |
| Chrome | 57 | 0,5 | 3,58 |
| Cobalt | 12 | 1,2 | 3 |
| Cuivre | 39 | 176 | 82,4 |
| Étain | 6 | 2,2 | 30 |
| Fer | 67 600 | 480 | 91 |
| Magnésium | 16 000 | 14 340 | 460 |
| Manganèse | 323 | 99 | 30 |
| Molybdène | 3,9 | 1,3 | 0,58 |
| Nickel | 43 | 130 | 0,86 |
| Phosphore | 1 200 | 11 | 1,2 |
| Plomb | 112 | 0,5 | 1,19 |
| Sélénium | 12 | 0,5 | 1,28 |
| Sodium | 900 | 16 730 | 0,9 |
| Strontium | 78 | 810 | 4,8 |
| Thallium | 0,77 | 0,89 | 0,04 |
| Titane | 0,41 | 2,1 | 2,7 |
| Uranium | 30 | 5,0 | 0,05 |
| Vanadium | 71 | 4,3 | 0,35 |
| Yttrium | 25 | 0,013 | 0,9 |
| Zinc | 63 | 34 | 7,1 |

Cellule grisée : valeur mesurée à Malartic

ND : non disponible

Tableau 9. Documentation des teneurs de fond dans le sol non spécifiques à Malartic

| Substance | Méthode de détermination | Référence |
|-----------|---|------------------------------|
| Aluminium | 98 ^e centile ^a des concentrations mesurées dans la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Antimoine | 98 ^e centile ^a des concentrations mesurées dans la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Béryllium | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=60) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Calcium | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=60) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Fer | 98 ^e centile ^a des concentrations mesurées dans la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Magnésium | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=60) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Phosphore | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=60) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Sélénium | 98 ^e centile ^a des concentrations mesurées dans la province géologique Supérieur et Rae. Le critère A (3 mg/kg) du MDDEP n'a pas été retenu car il s'agit d'une valeur plafond égale au critère B, non fondée sur des teneurs de fond naturelles (MENV 1998)r | Choinière et Beaumier (1997) |
| Sodium | 98 ^e centile ^a des concentrations mesurées dans la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Strontium | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=60) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Thallium | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=101) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Titane | Concentration moyenne la plus élevée parmi celles rapportées dans différents types de sol | Kabata-Pendias (1985) |
| Uranium | 98 ^e centile ^a des concentrations mesurées dans la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Vanadium | 97,5 ^e centile des concentrations mesurées dans les sols (n=101) de zones urbaines « <i>parkland</i> » en Ontario (OTR ₉₈) | OMEE (1993) |
| Yttrium | Concentration moyenne mesurée dans 1 318 sites répartis sur l'ensemble des États-Unis | HSDB (2008) |

^a: Le choix du 98^e centile correspond à l'approche recommandée par le MDDEP pour estimer la teneur de fond.

Tableau 10. Documentation des teneurs de fond dans l'eau potable non spécifiques à Malartic

| Substance | Méthode de détermination | Référence |
|------------------|--|--|
| Aluminium | Moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Argent | Concentration maximale généralement observée dans l'eau potable au Canada (99,9 % des cas), soit la moitié de la limite de détection maximale (LD = 0,005 µg/L) | Santé Canada (1986) |
| Béryllium | Concentration moyenne mesurée dans l'eau potable aux États-Unis | ATSDR (2002a) |
| Cobalt | Moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Cuivre | Valeur moyenne canadienne. La concentration mesurée dans l'eau potable de Malartic (4 µg/L) n'a pas été retenue car la concentration de cuivre au robinet pourrait être plus élevée du fait de tuyauteries en cuivre | CCME (1997) |
| Étain | Concentration maximale mesurée dans l'eau potable aux États-Unis | WHO (2003) |
| Manganèse | Moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Molybdène | Moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la province géologique Supérieur et Rae | Choinière et Beaumier (1997) |
| Phosphore | Concentration moyenne mesurée dans l'eau potable de Montréal en 2000 | Ville de Montréal (2000) |
| Strontium | Concentration moyenne mesurée dans les réseaux d'eau potable (eau souterraine) aux États-Unis | ATSDR (2004a) |
| Thallium | Concentration moyenne mesurée dans l'eau potable de 3 834 maisons aux États-Unis | ATSDR (1992a) |
| Titane | Concentration moyenne mesurée dans 42 réseaux municipaux de distribution d'eau potable des États-Unis | HSDB (2008) |
| Vanadium | Concentration moyenne mesurée dans l'eau potable aux États-unis | HSDB (2008) |
| Yttrium | Concentration mesurée dans l'eau du lac Biwa (Japon). Valeur semblable à celles mesurées dans l'eau de mer (0,01-0,3 µg/L) | Haraguchi et al. (1998) HSDB (2008) |

Tableau 11. Documentation des teneurs de fond dans l'air ambiant non spécifiques à Malartic

| Substance | Méthode de détermination | Référence |
|-----------|---|-------------------------------------|
| Aluminium | Concentration maximale mesurée dans le parc national du Manitoba, Canada | ATSDR (2006) |
| Antimoine | Valeur maximale de l'intervalle des concentrations moyennes mesurées dans l'air au Québec, en Nouvelle-Écosse et en Ontario. | ATSDR (1992b) |
| Argent | Concentration maximale attribuable au bruit de fond | ATSDR (1990) |
| Baryum | Concentration moyenne en milieu urbain en Amérique du Nord | ATSDR (2007) |
| Calcium | Concentration moyenne (PM _{2,5-10}) mesurée dans la région rurale de Kankakee, Illinois | HSDB (2008) |
| Cobalt | Concentration moyenne dans l'air | ATSDR (2004b) |
| Étain | Teneur de fond maximale rapportée en milieu continental | ATSDR (2005) |
| Fer | Concentration moyenne mesurée dans le nord de l'Ontario | Santé Canada (1987a) |
| Magnésium | Concentration moyenne mesurée à Windsor (Ontario) en période de faible pollution | Santé Canada (1987b) |
| Manganèse | Concentration maximale dans des zones rurales non affectées par des sources de manganèse | IPCS (1981) Santé Canada (1987b) |
| Molybdène | Moyenne géométrique des concentrations mesurées dans une zone rurale (Underhill, Vermont) de 1988 à 1995 | HSDB (2008) |
| Phosphore | Par défaut, concentration estimée à partir de la remise en suspension de particules de sol, selon l'approche du MEF (1996) | MEF (1996) |
| Sélénium | Concentration moyenne mesurée en milieu rural (Villeroy, Québec) en 1992 | HSDB (2008) |
| Sodium | Par défaut, concentration estimée à partir de la remise en suspension de particules de sol, selon l'approche de MEF (1996) | MEF (1996) |
| Strontium | Valeur maximale mesurée en milieu urbain en Illinois. Valeur semblable à la plus faible concentration en milieu urbain rapportée par d'autres auteurs (4 ng/m ³), et valeur cinq fois plus élevée que la concentration maximale mesurée dans l'Arctique Canadien (0,88 ng/m ³). | ATSDR (2004a) HSDB (2008) |
| Thallium | Concentration moyenne mesurée dans six villes des États-Unis | ATSDR (1992a) |
| Titane | Concentration moyenne mesurée dans le parc national <i>Great Smocky Mountain</i> (Tennessee/Caroline du Nord) | HSDB (2008) |
| Uranium | Concentration moyenne dans l'air urbain | Santé Canada (1999) |
| Yttrium | Concentration moyenne (PM _{2,5-10}) mesurée à <i>East Saint-Louis</i> (Washington). Valeur semblable à celles rapportées dans d'autres centres urbains. | HSDB (2008) |

4.3.4 Estimation des doses d'exposition

Les doses d'exposition potentielles par ingestion et inhalation ont été calculées conformément aux lignes directrices du MSSS (2002). En l'absence de recommandations à leur sujet, les doses d'exposition par contact cutané ont été estimées selon les indications fournies dans MEF (1996).

Pour que l'évaluation des risques soit réalisée conformément aux lignes directrices, deux catégories de doses d'exposition ont été estimées :

- les doses « additionnelles », qui représentent l'exposition potentielle des individus liée au projet et qui ne tiennent pas compte de l'exposition existante. Dans le cas présent, ces doses découlent des concentrations additionnelles estimées dans l'air ambiant par modélisation de la dispersion atmosphérique des métaux (voir section 4.3.2);
- les doses d'exposition « existantes », qui sont associées à l'exposition des individus aux substances à l'étude *via* leur environnement général, mais qui ne sont pas liées aux émissions futures du projet. Les doses d'exposition « existantes » liées aux sol/poussières, à l'eau et à l'air ont été estimées à partir des concentrations « existantes » de métaux indiquées au tableau 8, selon le même scénario d'exposition (résidentiel urbain) et les mêmes modèles (MEF 1996) que ceux utilisés pour estimer l'exposition additionnelle. Les doses d'exposition « existantes » liées à l'alimentation ont quant à elles été documentées à l'annexe E.

4.3.4.1 Doses d'exposition « existantes »

Les doses d'exposition « existantes » par ingestion, inhalation et contact cutané (telles que décrites précédemment) sont présentées à l'annexe F dans les fiches descriptives des éléments étudiés.

4.3.4.2 Doses d'exposition utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer

Les risques d'effets chroniques autres que le cancer ont été estimés à partir de la dose d'exposition « totale », qui correspond à la somme de la dose d'exposition « existante » et de la dose « additionnelle ».

Les doses d'exposition « additionnelles » maximales utilisées pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer sont présentées en détails à l'annexe G-1. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- La voie majeure d'exposition est l'ingestion de sol/poussières intérieures et de produits du potager. L'inhalation d'air intérieur et extérieur conduit à des doses au moins quatre fois plus faibles que l'ingestion, alors que l'exposition par la peau est négligeable (10 000 à 100 000 fois plus faible que par ingestion). Pour la tranche d'âge 0-0,5 ans, l'ingestion de lait maternel est généralement une voie d'exposition négligeable (0,0001% à 5% de la dose totale par ingestion).
- L'inhalation d'air intérieur est une voie d'exposition plus importante que l'inhalation d'air extérieur (air ambiant), car il a été considéré que les individus passaient beaucoup plus de temps à l'intérieur qu'à l'extérieur de la résidence.

4.3.4.3 Doses d'exposition utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer

Le risque additionnel de cancer a été estimé à partir des doses moyennes cumulées sur la durée de vie. Pour les fins de la présente étude, ces doses ont été estimées selon une approche prudente visant à estimer le risque maximal, sans tenir compte de l'évolution (à la baisse) des concentrations dans le temps.

Les doses d'exposition utilisées pour estimer le risque additionnel de cancer ont été calculées à partir des concentrations annuelles maximales estimées selon le pire scénario (voir section 4.3.2.3). Les résultats sont présentés à l'annexe G-2.

4.3.5 Estimation et évaluation des risques

Les niveaux de risques sur la santé à court, moyen et long terme ont été estimés selon la méthodologie prescrite par le MSSS (2002). Les doses d'exposition par contact cutané ont été considérées conjointement avec les doses d'exposition par ingestion ou par inhalation, selon l'approche décrite dans MEF (1996).

4.3.5.1 Risques d'effets autres que le cancer liés à une exposition aiguë

Les risques liés à une exposition aiguë par inhalation ont été estimés en comparant directement les concentrations « additionnelles » maximales estimées sur une heure (tableau 6) avec les estimateurs de risques établis pour une exposition aiguë (tableau 3). Les résultats ont été exprimés sous forme d'indices de risques (IR) qui correspondent à la concentration d'exposition divisée par l'estimateur de risques correspondant.

Les estimateurs de risques étant définis comme des concentrations n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé advenant une exposition de courte durée (une heure), un indice de risques inférieur ou égal à l'unité assure l'absence d'effets sur la santé. Par ailleurs, un indice de risques supérieur à l'unité ne signifie pas qu'il y a un risque réel pour la santé des individus exposés, car les estimateurs de risques sont assortis d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur).

Les indices de risques maximaux pour les effets liés à une exposition aiguë sont présentés au tableau 12. Les résultats indiquent que, pour tous les métaux évalués, les indices de risques « additionnels » estimés sont au moins 100 fois plus faibles que l'unité ($IR < 0,01$). Les risques liés l'exposition « existante » n'ont pas été estimés car les concentrations de métaux dans l'air ambiant à Malartic ont été mesurées sur une durée minimale de 24 heures, ce qui n'est pas une durée adéquate pour estimer les risques liés à une exposition aiguë. On peut toutefois préciser que les concentrations maximales sur une durée de 24 heures mesurées à Malartic étaient au moins 30 fois plus faibles que les estimateurs de risques pour une exposition aiguë. L'exposition « additionnelle » est donc négligeable comparée à l'exposition « existante ».

Sur la base de ces résultats, les concentrations maximales de métaux dans l'air ambiant estimées sur une heure ne présentent aucun risque pour la santé des personnes résidant dans la zone riveraine.

Tableau 12. Indices de risques d'effets aigus par inhalation estimés à partir des concentrations « additionnelles » maximales estimées sur une heure

| Substance | Indice de risque |
|-------------------|------------------|
| Aluminium | <0,01 |
| Antimoine | <0,01 |
| Argent | <0,01 |
| Arsenic | <0,01 |
| Baryum | <0,01 |
| Béryllium | <0,01 |
| Cadmium | <0,01 |
| Calcium | - |
| Chrome trivalent | <0,01 |
| Chrome hexavalent | <0,01 |
| Cobalt | <0,01 |
| Cuivre | <0,01 |
| Étain | <0,01 |
| Fer | <0,01 |
| Magnésium | - |
| Manganèse | <0,01 |
| Molybdène | <0,01 |
| Nickel | <0,01 |
| Phosphore | <0,01 |
| Plomb | <0,01 |
| Sélénium | <0,01 |
| Sodium | - |
| Strontium | - |
| Thallium | <0,01 |
| Titane | - |
| Uranium | <0,01 |
| Vanadium | <0,01 |
| Yttrium | <0,01 |
| Zinc | - |

- : Aucun estimateur de risque disponible

4.3.5.2 Risques d'effets chroniques autres que le cancer

Les niveaux de risques d'effets chroniques autres que le cancer ont également été représentés par des indices de risques. Ceux-ci ont été estimés pour chaque tranche

d'âge et pour chaque voie d'exposition et correspondent à la dose d'exposition totale (« existante » + « additionnelle ») divisée par l'estimateur de risques établi pour une exposition chronique (tableau 3).

Les estimateurs de risques étant définis comme des doses n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé, même après une exposition quotidienne durant une longue période, un indice de risques inférieur ou égal à l'unité assure de l'absence d'effets sur la santé. Par ailleurs, un indice de risques supérieur à l'unité ne signifie pas qu'il y a un risque réel pour la santé des individus exposés, car les doses d'exposition sont estimées sur la base d'hypothèses prudentes (exposition surestimée) et les estimateurs de risques sont assortis d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur).

Les indices de risques correspondant à l'exposition « additionnelle » maximale (pire récepteur), « existante » et « totale » sont présentés aux tableaux 13 (inhalation et contact cutané) et 14 (ingestion). Ces résultats indiquent que :

- Tous les indices de risques liés à l'exposition « additionnelle » sont au moins 100 fois plus faibles que l'unité ($IR < 0,01$);
- Des indices de risques supérieurs à l'unité correspondant à l'exposition « existante » par ingestion ont été estimés pour plusieurs éléments (arsenic, cadmium, calcium, étain, fer, magnésium, molybdène, nickel, sodium, thallium, vanadium et zinc).
- Tous les indices de risques liés à l'exposition « totale » sont inférieurs à l'unité, excepté ceux pour lesquels les indices de risque liés à l'exposition « existante » étaient déjà supérieurs à l'unité. Dans tous les cas, la contribution de l'exposition « additionnelle » à ces substances est négligeable ($< 1\%$) par rapport à l'exposition « existante ».

Sur la base de ces résultats, les concentrations additionnelles de métaux dans l'air ambiant estimées sur 24 heures ne présentent aucun risque pour la santé des personnes résidant dans la zone riveraine, même pour une exposition à long terme.

Tableau 13. Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par inhalation et contact cutané

| Substance | Indices de risques liés à l'exposition "additionnelle" | | | | | Indices de risques liés à l'exposition "existante" | | | | | Indices de risques liés à l'exposition totale | | | | |
|-------------------|--|---------------|--------------|---------------|----------|--|---------------|--------------|---------------|----------|---|---------------|--------------|---------------|----------|
| | 0 - 0,5 ans | > 0,5 - 4 ans | > 4 - 11 ans | > 11 - 19 ans | > 19 ans | 0 - 0,5 ans | > 0,5 - 4 ans | > 4 - 11 ans | > 11 - 19 ans | > 19 ans | 0 - 0,5 ans | > 0,5 - 4 ans | > 4 - 11 ans | > 11 - 19 ans | > 19 ans |
| Aluminium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Antimoine | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Argent | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Arsenic | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Baryum | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Béryllium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Cadmium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Calcium | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Chrome hexavalent | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Chrome trivalent | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Cobalt | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Cuivre | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Étain | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Fer | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Magnésium | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Manganèse | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,01 | 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Molybdène | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Nickel | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Phosphore | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Plomb | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Sélénium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Sodium | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Strontium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Thallium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Titane | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Uranium (naturel) | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Vanadium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Yttrium | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Zinc | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |

- : Aucun estimateur de risque disponible

Tableau 14. Indices de risques d'effets chroniques autres que le cancer estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures – exposition par ingestion

| Substance | Indices de risques liés à l'exposition "additionnelle" | | | | | Indices de risques liés à l'exposition "existante" | | | | | Indices de risques liés à l'exposition totale | | | | |
|-------------------|--|---------------|--------------|---------------|----------|--|---------------|--------------|---------------|----------|---|---------------|--------------|---------------|----------|
| | 0 - 0,5 ans | > 0,5 - 4 ans | > 4 - 11 ans | > 11 - 19 ans | > 19 ans | 0 - 0,5 ans | > 0,5 - 4 ans | > 4 - 11 ans | > 11 - 19 ans | > 19 ans | 0 - 0,5 ans | > 0,5 - 4 ans | > 4 - 11 ans | > 11 - 19 ans | > 19 ans |
| Aluminium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,11 | 0,23 | 0,27 | 0,21 | 0,13 | 0,11 | 0,23 | 0,27 | 0,21 | 0,13 |
| Antimoine | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,66 | 0,49 | 0,32 | 0,21 | 0,2 | 0,66 | 0,49 | 0,32 | 0,21 | 0,2 |
| Argent | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,46 | 0,38 | 0,24 | 0,16 | 0,14 | 0,46 | 0,38 | 0,24 | 0,16 | 0,14 |
| Arsenic | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,79 | 1,1 | 0,72 | 0,37 | 0,3 | 0,79 | 1,1 | 0,72 | 0,37 | 0,3 |
| Baryum | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,11 | 0,13 | 0,1 | 0,06 | 0,05 | 0,11 | 0,13 | 0,1 | 0,06 | 0,05 |
| Béryllium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,85 | 0,75 | 0,47 | 0,3 | 0,27 | 0,85 | 0,75 | 0,47 | 0,3 | 0,27 |
| Cadmium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 1,23 | 1,75 | 1,48 | 0,9 | 0,62 | 1,23 | 1,75 | 1,48 | 0,9 | 0,62 |
| Calcium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 1,63 | 1,38 | 0,81 | 0,47 | 0,31 | 1,63 | 1,38 | 0,81 | 0,47 | 0,31 |
| Chrome hexavalent | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,07 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,03 | 0,07 | 0,05 | 0,04 | 0,03 | 0,03 |
| Chrome trivalent | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Cobalt | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,82 | 0,71 | 0,53 | 0,34 | 0,26 | 0,82 | 0,71 | 0,53 | 0,34 | 0,26 |
| Cuivre | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,5 | 0,39 | 0,29 | 0,19 | 0,15 | 0,5 | 0,39 | 0,29 | 0,19 | 0,15 |
| Étain | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,01 | 5,33 | 3,33 | 2,1 | 1,9 | 0,01 | 5,33 | 3,33 | 2,1 | 1,9 |
| Fer | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 2,14 | 0,96 | 0,51 | 0,33 | 0,26 | 2,14 | 0,96 | 0,51 | 0,33 | 0,26 |
| Magnésium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 1,62 | 2,34 | 1,55 | 0,96 | 0,83 | 1,62 | 2,34 | 1,55 | 0,96 | 0,83 |
| Manganèse | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,62 | 0,93 | 0,79 | 0,46 | 0,49 | 0,62 | 0,93 | 0,79 | 0,46 | 0,49 |
| Molybdène | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 2,2 | 1,68 | 1,2 | 0,68 | 0,5 | 2,2 | 1,68 | 1,2 | 0,68 | 0,5 |
| Nickel | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 1,6 | 1,1 | 0,7 | 0,42 | 0,37 | 1,6 | 1,1 | 0,7 | 0,42 | 0,37 |
| Phosphore | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | - | 0,77 | 0,27 | 0,13 | 0,10 | - | 0,77 | 0,27 | 0,13 | 0,10 |
| Plomb | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,14 | 0,15 | 0,11 | 0,06 | 0,06 | 0,14 | 0,15 | 0,11 | 0,06 | 0,06 |
| Sélénium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,5 | 0,8 | 0,58 | 0,4 | 0,36 | 0,5 | 0,8 | 0,58 | 0,4 | 0,36 |
| Sodium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 1,25 | 4,94 | 3,97 | 2,89 | 1,35 | 1,25 | 4,94 | 3,97 | 2,89 | 1,35 |
| Strontium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,25 | 0,18 | 0,13 | 0,08 | 0,08 | 0,25 | 0,18 | 0,13 | 0,08 | 0,08 |
| Thallium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 1,27 | 1,74 | 1,34 | 0,82 | 0,66 | 1,27 | 1,74 | 1,34 | 0,82 | 0,66 |
| Titane | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Uranium (naturel) | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 0,69 | 0,49 | 0,33 | 0,23 | 0,23 | 0,69 | 0,49 | 0,33 | 0,23 | 0,23 |
| Vanadium | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 2,09 | 3,67 | 2,27 | 1,46 | 1,37 | 2,09 | 3,67 | 2,27 | 1,46 | 1,37 |
| Yttrium | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Zinc | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | 2,4 | 1,87 | 1,33 | 0,87 | 0,64 | 2,4 | 1,87 | 1,33 | 0,87 | 0,64 |

Les cellules grisées indiquent les valeurs supérieures à l'unité

- : Aucun estimateur de risque disponible

4.3.5.3 *Risque additionnel de cancer*

La plupart des substances cancérigènes sont considérées comme des substances toxiques pour lesquelles à toute dose non nulle correspond un risque plus ou moins important (effet « sans seuil »). C'est pourquoi le risque est exprimé en termes de probabilité. Il devient donc nécessaire de définir un niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable. Le niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable par le MSSS (2002) est de 1×10^{-6} , soit un cas additionnel par million d'individus qui seraient exposés toute leur vie durant dans les conditions d'exposition décrites.

Le risque additionnel de cancer a été estimé en se basant sur des hypothèses très prudentes visant à mettre en évidence tout risque potentiel. Le risque pour le récepteur le plus exposé a été estimé pour toutes les substances considérées comme cancérigènes pour lesquelles des estimateurs de risques étaient disponibles, Les niveaux de risque correspondant à chaque substance et le niveau de risque global (somme de tous les niveaux de risques) sont présentés au tableau 15. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Les risques estimés sont essentiellement liés à l'exposition par inhalation, qui contribue à environ 99% du risque total;
- Les niveaux de risques additionnels de cancer obtenus sont très faibles. Le risque global a été estimé à un cas sur 26 millions ($3,84 \times 10^{-8}$);
- Le risque additionnel de cancer maximal estimé est 26 fois plus faible que le niveau de risques jugé négligeable par le MSSS (2002). Ce niveau de risque est donc négligeable.

Tableau 15. Risque additionnel de cancer estimé pour une exposition continue durant toute la vie aux concentrations annuelles maximales estimées dans l'air ambiant

| Substances | Risque additionnel de cancer estimé | | | Indice de risque ^a |
|-----------------------------------|-------------------------------------|-----------------|------------------------|-------------------------------|
| | Ingestion | Inhalation | Ingestion + inhalation | |
| Arsenic | 3,40E-10 | 9,86E-10 | 1,33E-09 | <0,01 |
| Béryllium | 0,00E+00 | 4,47E-11 | 4,47E-11 | <0,01 |
| Cadmium | 0,00E+00 | 6,66E-11 | 6,66E-11 | <0,01 |
| Chrome (hexavalent ^b) | 1,20E-10 | 3,67E-08 | 3,68E-08 | 0,04 |
| Nickel | 0,00E+00 | 1,60E-10 | 1,60E-10 | <0,01 |
| Plomb | 2,61E-12 | 3,73E-12 | 6,34E-12 | <0,01 |
| Toutes les substances | 4,63E-10 | 3,80E-08 | 3,84E-08 | 0,04 |

^a : Correspond au ratio [risque additionnel estimé] / [1 x 10⁻⁶]

^b : En supposant que 100% du chrome est sous forme de chrome hexavalent (hypothèse extrêmement prudente)

Les risques additionnels de cancer obtenus dans la présente étude ont été estimés sur la base d'hypothèses de travail. L'impact de ces hypothèses sur les résultats a été évalué comme suit :

- Le risque a été estimé en supposant que les individus récepteurs ne quittaient jamais leur lieu de résidence de toute leur vie, afin d'estimer le risque maximal. Considérant les activités et déplacements habituels de la majorité des citoyens (présence à l'école ou au travail, activités sportives, etc.), il est peu probable que des individus soient exposés selon un tel scénario. Le risque additionnel de cancer a donc été surestimé de façon significative du fait de cette hypothèse;
- Le risque a été estimé en se basant sur les résultats de modélisation du scénario 1, lequel représente le pire scénario d'exploitation (taux d'exploitation maximale de 55 000 t/jour, fosse peu profonde (20 mètres)). Le risque additionnel de cancer sur la durée de vie a donc vraisemblablement été surestimé du fait de cette hypothèse;
- Les risques ont été estimés en supposant une exposition sur toute la durée de vie. Cette hypothèse a été retenue afin de tenir compte du fait que les éléments minéraux ne se dégradent pas et que les concentrations accumulées dans le sol vont vraisemblablement persister après la cessation des activités sur le site minier. Cette hypothèse est représentative de la réalité pour ce qui concerne les risques liés à l'ingestion de sol. Elle a toutefois conduit à une surestimation des risques liés à l'ingestion de produits du potager et à l'inhalation;
- L'exposition par ingestion de lait maternel n'a pas été considérée, ce qui n'a pas d'impact significatif sur les résultats puisque cette voie d'exposition est négligeable.
- Les niveaux de risques présentés au tableau 15 correspondent aux risques estimés pour toutes les substances cancérigènes analysées dans le gisement. Parmi ces six substances, une (l'arsenic) n'avait pas été détectée. Par conséquent, le risque additionnel de cancer estimé pour l'arsenic est vraisemblablement surestimé.

Considérant le niveau de risque additionnel de cancer obtenu ($3,84 \times 10^{-8}$) et sur la base du critère d'acceptabilité du MSSS (risque négligeable si $\leq 1 \times 10^{-6}$), les résultats de la présente étude indiquent que le risque additionnel de cancer lié au projet est négligeable pour tous les récepteurs de la zone riveraine.

4.3.6 Analyse de l'incertitude

Les niveaux de risques calculés dans la présente étude ont été estimés par modélisation, ce qui implique plusieurs sources d'incertitude. Les principales sources d'incertitude identifiées dans cette étude et leur impact sur les résultats ont été résumés dans les paragraphes suivants :

- Hypothèses relatives à la sélection des substances d'intérêt :
 - Tous les éléments analysés dans le gisement ont été considérés pour l'évaluation des risques.
 - Parmi les substances analysées, neuf n'avaient pas été détectées. La considération de substances non détectées a vraisemblablement conduit à une surestimation du risque additionnel de cancer.
 - En l'absence d'estimateurs de risque, quatre substances (bismuth, lithium, or et potassium) n'ont pu être évaluées. Toutefois, sur la base des données toxicologiques disponibles, ces substances ne présentent vraisemblablement pas de risques pour la santé dans les conditions de la présente étude.
- Hypothèses relatives à l'estimation des concentrations « existantes » dans l'air ambiant :
 - Les concentrations « existantes » dans l'air ambiant correspondent à la concentration annuelle maximale estimée à partir des données recueillies à Malartic en 2007. Considérant que l'ancien parc à résidus miniers *East Malartic* contribuerait de façon importante aux niveaux actuels de métaux dans l'air ambiant (Genivar 2008c), et considérant que ce parc ne devrait plus constituer une source d'émission atmosphérique de métaux dans les années suivant la mise en œuvre du projet, les concentrations « existantes » utilisées dans la présente étude sont protectrices (les concentrations « existantes » ne présentent aucun risque pour la santé).
- Hypothèses relatives à l'estimation des concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant :
 - Les concentrations « additionnelles » dans l'air ambiant retenues pour évaluer les risques correspondaient aux concentrations maximales estimées dans la zone riveraine selon le pire scénario;

- La concentration de métal dans l'air a été estimée à partir de la concentration maximale mesurée dans le gisement et de la concentration maximale de particules estimée dans l'air. Pour les éléments non détectés dans le gisement, la concentration a été fixée égale à la valeur de la limite de détection analytique. Cette approche est la plus prudente parmi toutes celles habituellement utilisées pour tenir compte des substances non détectées.
- Hypothèses relatives à la modélisation de la dispersion atmosphérique :
 - Les concentrations additionnelles de métaux dans l'air ambiant disponibles pour réaliser la présente étude concernaient 1 088 récepteurs répartis dans l'ensemble de la zone riveraine, ce qui a permis d'estimer les risques pour le pire récepteur de cette zone (les risques pour les autres récepteurs sont moindres que ceux rapportés dans la présente étude).
 - Les concentrations estimées dans l'air ambiant sont basées sur plusieurs hypothèses relatives à l'exploitation projetée du site minier et de ses installations connexes. Les résultats de la présente étude sont donc valides dans la mesure où ces hypothèses sont représentatives des conditions réelles ou les surestiment.
- Hypothèses relatives à l'estimation et à l'évaluation des risques :
 - Les risques ont été estimés en tenant compte de toutes les voies d'exposition pertinentes ou significatives, incluant la consommation quotidienne de végétaux cultivés localement, l'ingestion de sol, de poussières intérieures et de lait maternel, l'inhalation et le contact cutané avec l'air;
 - Les risques ont été estimés à l'aide d'estimateurs de risques développés selon des approches prudentes par des organismes gouvernementaux;
 - Les risques d'effets chroniques autres que le cancer ont été estimés à partir des concentrations maximales sur 24 heures estimées dans l'air ambiant, lesquelles sont représentatives des conditions météorologiques les plus défavorables durant l'année. Considérant que la survenue d'effets chroniques est liée à une exposition à long terme (plusieurs mois voire plusieurs années), cette approche a vraisemblablement conduit à une surestimation des risques;
 - Les risques ont été estimés à partir des concentrations de métaux estimées dans les particules totales. La proportion de particules suffisamment petites pour être inhalées étant inférieure à 100%, cette hypothèse a conduit à une surestimation de la quantité de métaux qui entre vraiment dans l'organisme, et donc à une surestimation du risque;
 - Les risques additionnels de cancer ont été estimés pour des individus qui passeraient toute leur vie dans la zone d'étude (à l'endroit où les concentrations les plus élevées ont été estimées), de leur naissance jusqu'à l'âge de 70 ans. Il est donc vraisemblable que l'exposition réelle des résidents et les risques associés soient significativement plus faibles que ceux estimés dans la présente étude.

En résumé, la sélection d'hypothèses de travail prudentes à toutes les étapes de la présente étude a vraisemblablement conduit à une surestimation des risques.

4.4 Impact de la restauration prévue du parc à résidus *East Malartic*

Le parc à résidus *East Malartic* est un site orphelin situé directement au sud de la ville de Malartic et se trouve en totalité dans la zone du projet. Les résidus entreposés sur ce parc sont des particules très fines. Actuellement, ils ne sont pas recouverts et sont sujets à une remise en suspension dans l'air lors d'épisodes de vent. Selon Genivar, le parc à résidus représente donc une source d'émissions de particules non négligeable dans la région. La contribution du parc à résidus *East Malartic* aux concentrations de particules totales mesurées dans l'air en 2007 serait de l'ordre de 70%.

Le projet *Canadian Malartic* prévoit de déposer ses résidus épaissis à la surface du parc à résidus *East Malartic*, ce qui aurait pour effet d'éviter toute remise en suspension de poussières (Genivar 2008c). Advenant la réalisation de ces travaux, il est donc attendu que les concentrations de métaux dans l'air qui ne sont pas liées aux émissions de *Canadian Malartic* devraient être sensiblement plus faibles que les concentrations « existantes » utilisées dans la présente étude.

Par conséquent, advenant un recouvrement adéquat du parc à résidus *East Malartic*, il est vraisemblable que l'exposition des riverains aux particules/métaux devrait être réduite. Considérant que les concentrations « existantes » de métaux dans l'air ambiant (avant restauration du parc à résidus miniers *East Malartic*) ne présentaient pas de risque pour la santé, la prise en compte de cette information ne change pas les conclusions issues de la présente étude, à savoir que les émissions atmosphériques liées au projet *Canadian Malartic* ne présentent aucun risque pour la santé des riverains.

5 LIMITES D'INTERPRÉTATION DE L'ÉTUDE

La présente étude a été réalisée selon les règles de l'art de l'analyse de risques, à partir des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique des métaux et des mesures de la qualité de l'air ambiant à Malartic fournies par Genivar. Tous les éléments minéraux pour lesquels des résultats étaient disponibles ont été considérés dans l'étude, et les risques ont été estimés sur la base d'hypothèses particulièrement prudentes.

Les résultats de la présente étude doivent être interprétés en considérant qu'ils sont directement liés aux résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique, lesquels ont été obtenus sur la base de plusieurs hypothèses (Genivar 2008c). Les conclusions de la présente étude sont valides dans la mesure où ces différentes hypothèses sont représentatives de la réalité ou conduisent à une surestimation des concentrations de métaux et autres éléments dans l'air ambiant.

6 CONCLUSION

La présente étude visait à évaluer les risques potentiels pour la santé liés aux émissions de métaux et autres éléments minéraux par l'exploitation projetée du gisement minier aurifère *Canadian Malartic*. Les éléments minéraux considérés dans la présente étude incluaient toutes les substances analysées dans le gisement.

Les risques ont été estimés et évalués en se conformant aux lignes directrices du MSSS (2002). Selon ces lignes directrices, le risque est jugé négligeable en l'absence de risques d'effets autres que le cancer (indices de risques inférieurs à l'unité) et lorsque le risque additionnel de cancer est inférieur ou égal à un cas sur un million ($\leq 1 \times 10^{-6}$).

Les risques ont été estimés par modélisation à partir des concentrations maximales estimées dans l'air ambiant (pire récepteur de la zone riveraine) et des mesures de la qualité de l'air ambiant prises à Malartic. Afin de détecter tout risque potentiel, des hypothèses prudentes ont été retenues à chacune des étapes de l'estimation du risque, ce qui a permis d'estimer le risque maximal pour les récepteurs de la zone riveraine. Les risques estimés concernaient trois types d'effets : les effets liés à une exposition aiguë (de courte durée) par inhalation, les effets chroniques (à long terme) autres que le cancer et le cancer.

Les résultats ont indiqué que, pour l'ensemble de la zone riveraine :

- L'exposition aux concentrations maximales de métaux dans l'air ambiant estimées sur une heure ne présente pas de risque d'effets sur la santé liés à une exposition aiguë (une heure);
- L'exposition aux concentrations maximales de métaux estimées sur 24 heures ne présente pas de risque d'effets sur la santé autres que le cancer; même pour une exposition quotidienne et à long terme;
- Une exposition continue (durant 70 ans) aux concentrations annuelles maximales de métaux estimées conduirait à un risque additionnel de cancer négligeable.

Sur la base de ces résultats, le projet d'exploitation du gisement aurifère *Canadian Malartic* ne présente donc pas de risques pour la santé de la population avoisinante liés aux émissions atmosphériques de métaux anticipées.

7 RÉFÉRENCES

ATSDR (1990). *Toxicity profile for Silver*. December 1990. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp146.html>

ATSDR (1992a). *Toxicity profile for Thallium*. July 1992. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.html>

ATSDR (1992b). *Toxicity profile for Antimony*. December 1992. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.html>

ATSDR (2002). *Toxicity profile for Beryllium*. September 2002. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.html>

ATSDR (2004a). *Toxicity profile for Strontium*. April 2004. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp159.html>

ATSDR (2004b). *Toxicity profile for Cobalt*. April 2004. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.html>

ATSDR (2005). *Toxicity profile for Tin*. August 2005. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp55.html>

ATSDR (2006). *Toxicity profile for Aluminium*. Draft for public comment. September 2006. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.html>

ATSDR (2007). *Toxicity profile for Barium*. August 2007. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.html>

ATSDR (2008a). *Frequently Asked Questions About Contaminants Found at Hazardous Waste Sites*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>

ATSDR (2008b). *Minimal Risk Levels (MRLs) for hazardous Substances*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>

Brassard, Jean (comm. pers. 2008). *Certificat d'analyse de l'eau potable distribuée par le réseau d'aqueduc de Malartic*. 14 août 2007. Communication personnelle transmise le 8 juillet 2008 par télécopieur à Sanexen par M. Jean Brassard (Ville de Malartic).

Cal/EPA (2000). *Acute reference Exposure levels*. http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/index.html

CCME (1997). *Canadian soil quality guidelines for copper*. Environmental and Human Health. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba. Report. pp. 82 + annexes

CCME (2008). *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Mise à jour 6.0.

Choinière, J. and Beaumier, M. (1997). *Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec*. Ministère des Ressources Naturelles, Service des minéraux industriels et de l'assistance à l'exploration. 28 pages.

CIRC (2008). *Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme. Liste des évaluations du CIRC*. Centre International de Recherche sur le Cancer. <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>

Clayton, G. D. and F. Clayton (1993). *Patty's Industrial Hygiene and Toxicology*. Volume II, Parts A-F. Toxicology 4th edition. New York, Wiley-Interscience Publication.

DOSE (2008). *The Dictionary of Substances and Their Effects*. The Royal Society of Chemistry.

Genivar (2008a). *Projet minier aurifère Canadian Malartic - Étude d'impact sur l'environnement - Rapport sectoriel – Qualité de l'air ambiant*. Rapport préliminaire de Genivar Société en commandite à la Corporation minière Osisko. 39 p. et annexes.

Genivar (2008b). *Projet minier aurifère Canadian Malartic - Étude d'impact sur l'environnement - Rapport sectoriel – Milieu physique*. Rapport préliminaire de Genivar Société en commandite à la Corporation minière Osisko. 93 p. et annexes.

Genivar (2008c). *Projet minier aurifère Canadian Malartic - Étude d'impact sur l'environnement - Rapport sectoriel – Modélisation de la dispersion atmosphérique*. Rapport préliminaire de Genivar Société en commandite à la Corporation minière Osisko. 35 p. et annexes.

Genivar (2008d). *Projet minier aurifère Canadian Malartic – La Corporation minière Osisko – Étude d'impact sur l'environnement – Milieu humain – chapitre 4*. Version préliminaire, version 3. Juin 2008..

Haraguchi, H., Itoh, A., Kkimata, C. et Miwa, H. (1998) *Speciation of yttrium and lanthanides in natural water by inductively coupled plasma mass spectroscopy after preconcentration by ultrafiltration and with a chelating resin*. Analyst:123, 773-778.

HSDB (2008). *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>

Institute of Medicine (1997). *Dietary Reference Intakes for Calcium, Phosphorus, Magnesium, Vitamin D, and Fluoride*. Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/5776.html>

Institute of Medicine (2001). *Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc*. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>

Institute of Medicine (2004). *Dietary Reference Intakes for Water, Potassium, Sodium, Chloride, and Sulfate*. Panel on Dietary Reference Intakes for Electrolytes and Water, Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/10925.html>

IPCS (1981). *Manganese. Environmental Health Criteria* 17.
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc017.htm>

IPCS (2008). *Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations*.
<http://www.inchem.org/>

Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1985). *Trace Elements in Soils and Plants*, CRC Press Inc. Tel que cité dans *The Risk Assessment Information System*, <http://rais.ornl.gov/cgi-bin/background/generic>

Lenntech (2008). *Gold – Au*. <http://www.lenntech.com/Periodic-chart-elements/au-en.htm>
(site consulté le 12 août 2008)

MDDEP (2007). *Directive pour le projet minier aurifère Canadian Malartic*. Direction des évaluations environnementales, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 27 pages. Juillet 2007. Dossier 3211-16-003.

MEF (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Octobre 1996. 737 pages.

MENV (1998). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), Les Publications du Québec, Québec, QC. Report no. 2-551-18114-3. pp. 132.
<http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm>

Moore, J. A. & an IEHR Expert Scientific Committee (1995). *An assessment of lithium using the IEHR evaluative process for assessing human developmental and reproductive toxicity of agents*. *Reproductive Toxicology*, 9:175-210.

MSSS (2002). *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine*. Ministère de la Santé et des Services sociaux. La Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux. ISBN 2-550-39389-9, 124 pages.

OMEE (1993). *Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow*. Ontario Ministry of Environment and Energy. Report n° HCB-151-3512-93. 246 pages.

Sanexen (2008). *Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites. Human Health Effects : Chromium. DRAFT Scientific Supporting Document*. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Varennes QC. Report. pp. 150. Version présentée et acceptée par Santé Canada, Mars 2008.

Santé Canada (2008). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-fra.php#doc_tech

Santé Canada (1986). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. L'argent*. Version originale datée de 1978, révisée en 1987.
<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/iron-fer/index-fra.php>

Santé Canada (1987a). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Le fer*. Version originale datée de 1978, révisée en 1987. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/iron-fer/index-fra.php>

Santé Canada (1987b). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Le magnésium*. Version originale datée de 1978, révisée en 1987. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/magnesium/index-fra.php#2>

Santé Canada (1987c). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Le manganèse*. Version originale datée de 1979, révisée en 1987. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/manganese/index-fra.php>

Santé Canada (1999). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Uranium*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium/index-eng.php>

Santé Canada (2008). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/>

U.S. EPA (2005). *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*. Washington, DC., Risk Assessment Forum, U.S. Environmental Protection Agency. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=116283>

U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information System (IRIS)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/>

Vaillancourt, G. (comm. pers. 2008). *Conversation téléphonique concernant les impacts sur la qualité de l'eau potable*. 19 juillet 2008 (contact Sanexen: M.O. Fouchécourt).

Ville de Montréal (2000). *Qualité de l'eau potable produite par la ville de Montréal – an 2000*.

WHO (2003). Inorganic Tin in Drinking-water. *Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization, Geneva. Report no. WHO/SDE/WSH/03.04/115. pp. 7. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/tin/en/

ANNEXE A

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE DES SUBSTANCES D'INTÉRÊT

| | | |
|-----|---------------------------|----|
| 1. | Aluminium | 2 |
| 2. | Antimoine | 5 |
| 3. | Argent | 7 |
| 4. | Arsenic inorganique | 9 |
| 5. | Baryum | 13 |
| 6. | Béryllium | 16 |
| 7. | Cadmium | 19 |
| 8. | Calcium | 23 |
| 9. | Cobalt | 24 |
| 10. | Chrome trivalent | 27 |
| 11. | Chrome hexavalent..... | 30 |
| 12. | Cuivre | 34 |
| 13. | Étain inorganique..... | 37 |
| 14. | Fer..... | 39 |
| 15. | Magnésium | 41 |
| 16. | Manganèse | 42 |
| 17. | Molybdène | 46 |
| 18. | Nickel | 49 |
| 19. | Phosphore | 54 |
| 20. | Plomb..... | 56 |
| 21. | Sélénium..... | 59 |
| 22. | Sodium..... | 62 |
| 23. | Strontium | 63 |
| 24. | Thallium | 65 |
| 25. | Titane | 67 |
| 26. | Uranium naturel | 68 |
| 27. | Vanadium..... | 70 |
| 28. | Yttrium | 72 |
| 29. | Zinc | 73 |

1. Aluminium

| 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 (OMS 1997) ^a | 3 500 ^b | 1,0 ^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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2008) :-- selon IARC (2005) :-- | | | |

-- : non disponible

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

^b : Valeur provisoire

Note. La dose journalière totale d'Al a été estimée à environ 0,5 mg/kg.j pour les adultes (Chang 1996), et à 0,10-0,12 mg/kg.j à partir de l'alimentation (ATSDR 1999). Des doses beaucoup plus élevées (x10 à x100) sont ingérées par les personnes prenant des antiacides ou analgésiques à base d'Al (voir ATSDR).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de 15 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour l'aluminium métallique dans les poussières totales (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 150 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 (1 mg/kg.j) proposée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) a été retenue.

Cette dose est dérivée de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) de 7 mg/kg (soit une dose journalière tolérable de 1 mg/kg) déterminée par l'OMS (FAO/WHO 1989). Cette valeur a été reconduite lors de la dernière évaluation de l'IPCS-WHO (monographie n°194 publiée en 1997), les preuves d'une relation entre une exposition à l'aluminium et des effets sur la santé étant jugées insuffisantes pour justifier de réviser les valeurs guides fixées antérieurement concernant l'exposition des personnes en bonne santé non exposées professionnellement.

ATSDR (1999) propose un MRL_{sc} par voie orale de 2 mg/kg.j pour une durée d'exposition sous-chronique. Ce MRL est basé sur une NOAEL de 62 mg/kg.j déterminée suite à l'observation de troubles neurotoxiques (diminution de l'activité motrice spontanée) chez des souris Swiss-Webster exposées à la plus forte dose de lactate d'aluminium via la nourriture (3, 62 ou 130 mg Al/kg/j), durant 6 semaines (Golub *et al.* 1989). Un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèce et 10 pour variabilité interindividuelle) a été appliqué. La durée d'exposition étant particulièrement courte (6 semaines au lieu

de 13 semaines pour une exposition sous-chronique habituellement), cette étude n'a pas été retenue pour une extrapolation de sous-chronique à chronique.

RIVM (Baars *et al.* 2001) et Santé Canada (1996) ne proposent aucune dose de référence. L'aluminium n'a pas été évalué par le gouvernement du Canada dans le cadre de la LCPE.

U.S. EPA (2008) propose une dose de référence pour le phosphore d'aluminium, utilisé comme fumigène pour la préservation des céréales. Cette valeur n'a pas été retenue car les effets observés (réduction du poids des animaux) seraient liés à la décomposition du complexe, au niveau intestinal, en phosphine qui est un gaz particulièrement toxique, et non à l'aluminium.

Inhalation

Aucune concentration de référence n'étant proposée par U.S. EPA (2008), ATSDR (1999), Cal/EPA (2005a) ou Santé Canada (1996), une concentration de référence provisoire a été dérivée de la dose de référence par voie orale.

En effet, les organes cibles de l'Al étant le cerveau et les os, on peut considérer que la toxicité de l'Al est liée à la circulation systémique. Les taux d'absorption de l'Al par voie gastro-intestinale et pulmonaire étant semblables (de l'ordre de 1% selon Chang 1996), la dose par inhalation est égale à la dose par voie orale, soit 1 mg/kg.j (ce qui correspond à une concentration de référence provisoire de 3 500 µg/m³).

Une valeur identique a été obtenue à partir de la limite d'exposition en milieu professionnel (TLV-TWA sur 8 h) pour les poussières métalliques (10 mg/m³). Après conversion pour une exposition continue (x 10/20 m³/j x 5j/7j x 20/70kg), la dose de référence provisoire par inhalation pour les poussières d'Al serait de 1 mg/kg.j. Des TLV-TWA existent également pour d'autres formes d'Al (10 mg/m³ pour l'oxyde d'Al, 5 mg/m³ pour les fumées et poudre ultrafine (*pyropowder*) et 2 mg/m³ pour les sels solubles et alkyls), mais elles n'ont pas été retenues car elles réfèrent à des formes d'aluminium particulières au milieu professionnel. Toutes les TLV-TWA protègent des irritations et des effets pulmonaires.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'aluminium n'a pas été classé par IARC (2005) ou U.S. EPA (2008) par rapport à son potentiel cancérigène pour l'humain. Bien qu'une augmentation de l'incidence de cancer de la vessie ait été observée en milieu professionnel (production d'aluminium), un lien causal n'a pu être établi avec l'aluminium du fait de la présence concomitante de cancérigènes reconnus, tels que les HAP. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé (Santé Canada 1996, ATSDR 1999, U.S. EPA 2008, Cal/EPA 2005b).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Aluminium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp22.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/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
- Chang L.W. (1996). *Toxicology of metals*. Chang L. (Ed.), Magos L and Suzuki T. (Ass. Eds.), CRC Lewis Publishers, Boca Raton
- IARC (2005). IARC Search Agents. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdig/search.html> (site consulté en octobre 2005)
- IPCS-WHO (1997). *Aluminium* (Environmental Health Criteria 194). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>
- FAO/WHO (1989). *Aluminium*. In: *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Thirty-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization, pp 28-31 (WHO Technical Report Series No. 776).
- 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>

2. Antimoine

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 4×10^{-4} (IRIS 1991) ^a | 1,4 ^b | 4×10^{-4} ^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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1991) ^a : -- selon IARC (2005) :-- | | | |

-- : 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 (2008)

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données par ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGÜE

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de 0,5 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour l'aluminium métallique dans les poussières totales (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 (4×10^{-4}) mg/kg.j. est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude chronique effectuée chez des rats mâles et femelles exposés à 5 ppm d'antimoine (correspondant à 0,35 mg/kg.j) via l'eau de consommation (Schroeder *et al.* 1970 cités par U.S. EPA). La NOAEL n'a pu être établie puisqu'une seule dose d'antimoine a été administrée. Une LOAEL de 0,35 mg/kg.j correspondant à une diminution de la longévité, de la variation du glucose et du cholestérol sanguin a été déterminée. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'extrapolation interspèces et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL).

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA est faible (étude réalisée sur une seule espèce, avec une seule dose, NOAEL non déterminée et histopathologie était mal décrite; manque de données adéquates par voie orale).

ATSDR (1992), Santé Canada (1996) et RIVM (Baars *et al.* 2001) ne proposent aucune valeur.

Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2008), ATSDR (1992), Cal/EPA (2005) ou Santé Canada (1996). Par défaut, une concentration de référence provisoire ($1,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence (pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de 20 m³/jour), en

considérant que le taux d'absorption est le même par les deux voies. En effet, selon ATSDR, le taux par ingestion est compris entre 1% et 10%; celui par inhalation n'a pas été quantifié mais la plupart des particules inhalées (de taille supérieure à 1,6 µm) serait rejetée dans le système gastro-intestinal et seules les particules les plus fines (1 µm) seraient absorbées, lentement, au niveau pulmonaire. L'application du même taux d'absorption ne devrait donc pas conduire à une sous-estimation significative du risque par inhalation.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène de l'antimoine n'a pas été évalué U.S. EPA ni par IARC et aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par les institutions compétentes (Cal/EPA, RIVM, Santé Canada).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Antimony*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.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). Antimony. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- 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>
- IARC (2005). Search IARC Agents. <http://www.cie.iarc.fr/htdig/search.html>
- U.S. EPA (2008) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Antimony (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0006.htm>

3. Argent

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 5×10^{-3} (IRIS 1996) ^a | 3,6 ^b | 1×10^{-3} ^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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 1989) ³ : non classable (groupe D) selon l'IARC : -- | | | |

-- : 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 (2008).

^b Par défaut, valeur provisoire dérivée des normes en milieu de travail

Note. Les taux d'absorption par voie gastro-intestinale et pulmonaire ne sont pas connus.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de 0,01 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour l'argent dans les poussières totales (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique (3,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) 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 (voir section 4.2.1 du rapport).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue pour la voie orale (5×10^{-3} mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est basée sur l'étude de Gaul et Staud (1935 cités par U.S. EPA) menée sur 10 hommes et 2 femmes âgés de 23 à 64 ans, auxquels des injections (i.v.) d'arsphénamine d'argent (traitement contre la syphilis) ont été administrées sur une période de 2 à 9,75 ans (doses totales d'arsphénamine d'argent comprises entre 4 et 20 g). Une LOAEL de 1 g Ag (dose totale correspondant à 4 g d'arsphénamine d'argent x 0,23 (fraction d'argent dans l'arsphénamine d'argent)) a été obtenue suite au développement de l'argyrose (décoloration permanente, bénigne, de la peau due au dépôt d'argent dans le derme). Cette valeur a été convertie en une dose orale de 0,014 mg/kg.j (poids corporel : 70 kg, exposition durant 70 ans, facteur de rétention orale : 0,04). Un facteur d'incertitude de 3 pour la variabilité interindividuelle a été appliqué à la LOAEL.

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose est faible (niveau de confiance moyen pour l'étude car les résultats ne concernent que des personnes qui ont développé l'argyrose et non l'ensemble des patients traités et tous les patients avaient la syphilis (état de santé altéré), niveau de confiance faible pour la base de données du fait de l'incertitude reliée à l'estimation des doses reçues (administration mal documentée, études non contrôlées, administration par i.v. nécessitant une extrapolation pour exposition par voie orale)).

Aucune dose de référence par voie orale n'a été proposée par ATSDR (1990), Santé Canada (1996) ou l'OMS. L'argent n'a pas été évalué par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence provisoire retenue ($3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ soit une dose de $1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) a été dérivée de normes en milieu de travail.

Cette valeur est dérivée de la concentration moyenne permise en milieu professionnel (TLV-TWA) pour l'argent métallique et/ou ses sels solubles, laquelle protège les travailleurs de l'argyrose. Une TLV-TWA de $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par OSHA et NIOSH pour le métal et ses sels solubles, et l'ACGIH recommande une valeur de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour l'argent métallique et de $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour les composés solubles de l'argent (HSDB 2008). La conversion de la TLV-TWA ($0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$) pour une exposition continue dans la population générale conduit à une concentration de $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui équivaut à une dose d'exposition de $1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$.

U.S. EPA (2004, 2005), ATSDR (1990), Santé Canada (1996) et Cal/EPA (2005) ne proposent aucune concentration de référence.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'argent n'est pas classable comme cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (2008) et n'a pas été évalué par l'IARC. Il n'y a donc pas d'estimateur de risque pour le cancer.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ACGIH (2001). *TLVs and BEIs*. American Conference of Industrial Hygienists (ACGIH)
- ATSDR (1990). *Toxicological Profile for Silver*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp146.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.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). *Silver compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- 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 (2004). *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Silver (dernière mise à jour : 2008)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0099.htm>

4. Arsenic inorganique

| 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) | |
| 3×10^{-4} (IRIS 1993) ^a | 0,03 (Cal/EPA 2003) ^a | $8,6 \times 10^{-6}$ | -- |

| 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 | |
| 1,5 (IRIS 1998) ^a | $4,3 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998) ^a | 15 | -- |
| Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA (IRIS, 1998) ^a : cancérogène pour l'humain (groupe A) selon l'IARC (1987) : cancérogène pour l'humain (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1993) : cancérogène pour l'humain (groupe I) | | | |

-- : 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 (2008).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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 advenant une exposition de courte durée (4 heures). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement réalisée sur des souris (Nagymajtenyi et al. 1985 cités par Cal/EPA). Des souris avaient été exposées à du trioxide d'arsenic ($0,26\text{-}28,5 \text{ mg As}_2\text{O}_3/\text{m}^3$) à raison de 4 heures/jour durant les jours de gestation 9 à 12. Une diminution significative du poids fœtal avait été observée dès la plus faible dose testée, ainsi qu'une augmentation (significative à la plus forte dose) des dommages chromosomiques dans les cellules hépatiques. Une LOAEL de $0,19 \text{ mg As}/\text{m}^3$ ($0,26 \text{ mg}/\text{m}^3 \text{ As}_2\text{O}_3$) a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué.

Aucune valeur de référence pour des effets liés à une exposition aiguë n'a été proposée par U.S. EPA, ATSDR ou AIHA.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durant 30 minutes (HSDB 2008).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue pour la voie orale ($3 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur a été établie à partir des études épidémiologiques de Tseng menées au Bangladesh (Tseng 1977, Tseng *et al.* 1968 cités par U.S. EPA) au sein d'une population consommant de l'eau contaminée à différents niveaux par de l'arsenic. Les effets critiques considérés étaient la «maladie des pieds noirs», l'hyper-pigmentation, l'hyper-kératose et des possibles complications vasculaires. Une NOAEL ($0,009 \text{ mg}/\text{L}$ ou $0,0008 \text{ mg}/\text{kg.j}$) et une LOAEL ($0,17 \text{ mg}/\text{L}$ ou $0,014 \text{ mg}/\text{kg.j}$) ont été calculées en tenant

compte de l'apport d'arsenic par l'alimentation, fixé par défaut à 2 µg/j. Le facteur d'incertitude de 3 appliqué à la NOAEL prend en compte à la fois l'absence de données concernant la toxicologie de la reproduction et les variations inter-individuelles.

U.S. EPA (2008) accorde une confiance moyenne à cette valeur due au niveau de confiance moyen accordé à l'étude retenue (les doses d'exposition y étaient seulement estimées et d'autres contaminants étaient présents, mais elle porte sur plus de 40 000 personnes). De plus, les deux études épidémiologiques ne tiennent pas compte de l'exposition à l'arsenic via l'alimentation.

La MRL de 3×10^{-4} mg/kg.j proposée par ATSDR (2007) est basée sur les mêmes données que celles retenues par U.S. EPA (Tseng *et al.* 1968, 1977). *Il est toutefois précisé que, selon une étude récente (Schoof 1998 cité par ATSDR), l'apport d'arsenic via l'alimentation estimée pour la population taiwanaise entre 1993 et 1995 serait en moyenne de 61 µg/jour (15 à 211 µg/jour). La prise en compte d'un apport de 50 µg/jour conduirait au doublement de la valeur de la NOAEL.*

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une dose journalière tolérable (TDI) de 1×10^{-3} mg/kg.j issue de la dose tolérable hebdomadaire de 15×10^{-3} mg/kg de l'OMS (WHO-IPCS 1988), à laquelle un facteur d'incertitude de 2 a été appliqué pour tenir compte des incertitudes liées aux études épidémiologiques. La dose tolérable hebdomadaire est basée sur une LOAEL chez l'homme de 100 µg As/L d'eau, en supposant une consommation de 1,5 L/j. Les études retenues pour l'établissement de ces valeurs sont les mêmes que celles utilisées par U.S. EPA et ATSDR.

Inhalation

La concentration de référence retenue (0,03 µg/m³, soit une dose de $8,6 \times 10^{-6}$ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2003).

Cette valeur est issue d'une étude expérimentale chez des souris gestantes exposées à l'arsenic (As₂O₃) entre le 9^{ème} et 12^{ème} jour de gestation (4 h/j), à des concentrations de 0,2, 2,2 ou 21,6 mg As/m³ (Nagymajtényi *et al.* 1985 cités par Cal/EPA). La LOAEL de 0,2 mg As/m³ établie pour les effets tératogènes (diminution du poids fœtal, retards de croissance intra-utérine et malformations osseuses) correspond à une concentration de 0,033 mg As/m³ après ajustement pour une exposition continue. Cette dernière valeur est retenue pour l'homme en raison du manque de données relatives à la granulométrie de l'aérosol. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité inter-individuelle). Les incertitudes sont toutefois relativement nombreuses : manque de données adéquates chez l'humain par inhalation, absence de NOAEL, manque d'études chroniques multi-doses et multi-espèces et la possible marginalité et non reproductibilité des résultats du groupe exposé à une faible dose dans l'étude de Nagymajtényi *et al.* (1985 cités par Cal/EPA).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une concentration tolérable dans l'air (TCA) de 1 µg/m³ basée sur les effets carcinogènes des composés inorganiques de l'arsenic trivalent chez l'homme après inhalation. Cependant, le mécanisme d'induction des tumeurs n'étant pas génotoxique mais clastogénique, le RIVM considère qu'il existe un seuil pour cet effet et a donc établi une TCA basée sur la LOAEC pour le cancer du poumon déterminée par ATSDR (2000), soit 10 µg/m³. Un facteur d'incertitude de 10 est appliqué pour tenir compte de la variabilité au sein de la population humaine. Le RIVM considère comme élevée la fiabilité de cette valeur.

U.S. EPA (2008), ATSDR (2007) ou Santé Canada (1996) ne proposent pas de concentration de référence par inhalation.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'arsenic est classé comme cancérigène chez l'humain par l'U.S.EPA, l'IARC et Santé Canada (Gouvernement du Canada *et al.* 1993). Une augmentation de la mortalité chez l'humain a été notée au sein de populations exposées par inhalation (cancer du poumon) ou via l'ingestion d'eau potable

contaminée (cancer du foie, de la peau, des poumons, des reins ou de la vessie). Il faut cependant noter que i) pour ce qui est de la mortalité ou de l'incidence de cancer liée à l'ingestion d'eau contaminée, les études épidémiologiques ne fournissent pas de données fiables quant à la dose d'exposition via l'eau (concentration et taux d'ingestion approximatifs) et l'alimentation (non documentée), ii) le régime alimentaire des populations étudiées (diverses carences, régime faible en protéines) est très différent de celui des pays industrialisés et iii) le niveau de santé de ces populations et de la population canadienne ne sont pas non plus comparables. Il en ressort que le niveau d'incertitude associé aux coefficients de cancérrogénicité est très élevé et que le risque de cancer de la peau est probablement surestimé.

Voie orale

Le coefficient de cancérrogénicité par voie orale retenu ($1,5 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2008) et Cal/EPA (2005).

Ce coefficient est basé sur la survenue de cancer de la peau dans une population taiwanaise exposée par ingestion d'eau contaminée (Tseng *et al.* 1968 et 1977 cités par U.S. EPA). La méthode d'extrapolation utilisée pour le calcul de ce coefficient est la procédure multi-étapes linéarisée et quadratique basée sur la prédiction de l'apparition des cancers cutanés en fonction de la dose et de l'âge. A noter que l'exposition par ingestion d'aliments contaminés n'a pas été considérée et que l'incertitude associée au taux de consommation et à la contamination de l'eau est importante.

Cal/EPA (2004) propose un risque unitaire par ingestion d'eau contaminée de $2,7 \times 10^{-4} \text{ (}\mu\text{g/L)}^{-1}$ soit un coefficient de cancérrogénicité de $9,5 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Cette valeur est basée sur des études épidémiologiques de populations à Taiwan, au Chili et en Argentine, les effets retenus étant les tumeurs du poumon et de la vessie. L'apport d'arsenic par l'alimentation n'a pas non plus été considéré.

Santé Canada a estimé des $DT_{0,05}$ de 906 $\mu\text{g/L}$ (hommes) et 844 $\mu\text{g/L}$ (femmes) dans l'eau potable à partir des données taiwannaises (Gouvernement du Canada *et al.* 1993), ce qui correspond à un coefficient de cancérrogénicité de l'ordre de $2,8 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ avec une consommation journalière de 1,5 L/j et un poids corporel de 70 kg. Ce coefficient a été calculé en considérant que la concentration de 844 $\mu\text{g/L}$ (soit une dose journalière d'exposition de 18 $\mu\text{g/kg.j}$) provoque une incidence de cancers cutanés de 5% .

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($4,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$, soit l'équivalent de $15 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (2008). Cette valeur est basée sur l'incidence ou la mortalité par cancers pulmonaires chez des travailleurs documentés dans 4 études épidémiologiques portant sur 2 sites industriels (Brown and Chu 1983a,b,c, Lee-Feldstein 1983, Higgins 1982 et Enterline and Marsh 1982 cités par U.S. EPA). Le risque unitaire retenu correspond à la moyenne géométrique des moyennes géométriques ($2,6 \times 10^{-3}$ et $7,2 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) des risques unitaires estimés pour chacun des deux sites évalués.

Cal/EPA (2005) propose un risque unitaire semblable de $3,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$, soit l'équivalent de $12 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$. Cette valeur a été estimée à partir de trois études épidémiologiques portant sur la mortalité par cancer chez des travailleurs exposés à l'arsenic (Welch *et al.* 1982, Higgins *et al.* 1986 et Enterline *et al.* 1987 cités par Cal/EPA). Un modèle linéaire a été utilisé et un ajustement a été fait en raison de la forte interaction entre l'exposition à l'arsenic et l'usage du tabac dans certaines cohortes.

Santé Canada a estimé des valeurs $CT_{0,05}$ de 7,8, 10 et 51 $\mu\text{g/m}^3$ (incidence de 5% de cancer de l'appareil respiratoire) à partir d'études épidémiologiques menées chez trois cohortes de travailleurs dans des fonderies (Gouvernement du Canada *et al.* 1993). Ces valeurs correspondent à des risques unitaires compris entre 1×10^{-3} et $6,4 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ (soit entre 4,3 et 28 (mg/kg.j)^{-1}) avec un taux d'inhalation de 16 $\text{m}^3\text{/jour}$ et un poids corporel de 70,7 kg). La valeur la plus élevée est recommandée par Santé Canada (2004).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Arsenic*. August 2007. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2003). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part III. The determination of chronic reference exposure levels for airborne toxicants*. (http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/arsenics.pdf)
- Cal/EPA (2004). *Public Health Goals for Chemicals in Drinking Water : Arsenic*. <http://www.oehha.ca.gov/water/phg/pdf/asfinal.pdf>
- Cal/EPA (2005). *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). May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.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. L'arsenic et ses composés*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semtpubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/index_f.html
- HSDB (2008) *Arsenic*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1987). *Arsenic and arsenic compounds*. IARC Summary and Evaluation , supplement 7
- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.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*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semtpubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Arsenic (dernière mise à jour : 2008)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>.
- WHO-IPCS (1988). *Arsenic*. World Health Organisation Food Additives Series : 24. World Health Organization (WHO), International Program on Chemical Safety (IPCS) <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je08.htm>

5. Baryum

| Doses/concentration de référence | | | |
|----------------------------------|------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 0,2 (IRIS 2005) ^a | 1,0 (RIVM 2001) ^a | $2,9 \times 10^{-4}$ | -- |

| Coefficients de cancérogénéité | | | |
|---|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (2005) : -- selon Santé Canada (1990) : non classable (groupe VA) | | | |

-- : 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 (2008).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 par voie orale ($0,2 \text{ mg}/\text{kg.j}$) proposée par U.S. EPA (2008) et ATSDR (2007) a été retenue.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats et des souris (60 par groupe) exposés au chlorure de baryum via l'eau de consommation durant 13 semaines ou deux ans (NTP 1994 cité par U.S. EPA). Les reins se sont avérés être les organes cibles les plus sensibles à une ingestion répétée de baryum, ce qui est confirmé par les résultats d'autres études. La valeur de référence a été dérivée à partir de la BMDL_{05} (soit la limite de confiance inférieure de la dose Benchmark correspondant à une réponse de 5%) obtenue chez les souris mâles exposées durant deux ans ($\text{BMDL}_{05} = 63 \text{ mg}/\text{kg.j}$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la BMDL_{05} (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour les lacunes de la banque de données).

Bien que l'étude principale soit jugée de grande qualité, U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette valeur de référence du fait des lacunes de la banque de données par voie orale, qui inclut deux études épidémiologiques (absence d'effets sur l'hypertension) et plusieurs études sous-chroniques et chroniques chez les rongeurs, mais qui ne comprend aucune étude concernant la reproduction ou le développement. Aussi, les effets du dépôt du baryum dans les os ne sont pas connus.

L'OMS (1996) propose une dose journalière tolérable de $0,051 \text{ mg}/\text{kg.j}$ basée sur une étude chronique dans laquelle des rats ont été exposés au baryum par ingestion (Perry *et al.* 1983 cités par OMS). Une NOAEL de $0,51 \text{ mg}/\text{kg.j}$ (absence d'effets sur la tension artérielle) a été obtenue à laquelle un facteur

d'incertitude de 10 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle et 1 pour l'extrapolation inter-espèces car une étude épidémiologique (Brenniman *et al.* 1985 cités par OMS) indique que l'humain n'est pas plus sensible que le rat à l'exposition au baryum dans l'eau potable).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une dose journalière tolérable de 0,02 mg/kg.j pour les sels solubles de baryum, les sels insolubles (ex. sulfate et carbonate de baryum) étant considérés comme non toxiques par voie orale. La NOAEL obtenue chez l'humain (0,21 mg/kg.j pour absence d'hypertension) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 (variabilité interindividuelle).

Une valeur semblable (0,016 mg/kg.j) a été retenue par Santé Canada (2004). Cette valeur est basée sur une NOAEL de 7,3 mg/L d'eau potable chez l'humain (absence d'effets cardiovasculaires; Brenniman *et al.* 1985 cités par Santé Canada 1990), ce qui correspond à une dose de 0,16 mg/kg.j (pour un poids corporel de 70 kg et une consommation d'eau potable de 1,5 L/j) à laquelle a été appliqué un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle).

Inhalation

La concentration de référence retenue ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose de 3×10^{-4} mg/kg.j) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ obtenue chez des rats exposés par inhalation durant 4 mois à raison de 6 jours/semaine et 4 heures/jour à du carbonate de baryum (composé insoluble) (Tarasenko *et al.* 1977 cités par IPCS-WHO 1990). Les taux d'absorption des composés solubles et insolubles du baryum au niveau pulmonaire étant semblables, le RIVM propose d'appliquer cette valeur à l'ensemble des composés du baryum. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interespèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (2008), ATSDR (2007) et Santé Canada (1996) ne proposent aucune concentration de référence pour le baryum.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Les données étant insuffisantes, le baryum a été considéré comme non classable vis-à-vis de sa cancérogénicité pour l'humain par U.S. EPA (2008) et par Santé Canada (1990). IARC n'a pas évalué le potentiel cancérogène du baryum. Aucun estimateur de risque de cancer n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Barium*. August 2007. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.html
- HSDB (2008). *Barium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2005). Search IARC agents. <http://www.cie.iarc.fr/htdig/search.html> (site consulté en novembre 2005)
- IPCS-WHO (International Program on Chemical Safety) (1990). *Barium*. Environmental Health Criteria 107. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm>
- OMS (1996). *Guidelines for Drinking-Water Quality*, Second Edition. Volume 2 - Health criteria and other supporting information. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/2edvol2p2b.pdf
- Santé Canada (1990). *Le baryum*. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documentation à l'appui. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/ep/lebaryum.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.* http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Barium and compounds* (dernière mise à jour : 1998¹ et 2005). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0010.htm>

¹ Aucune nouvelle étude pertinente n'a été recensée en 2003 concernant la toxicité par inhalation ou la cancérogénicité

6. Béryllium

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|--|--------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 2×10^{-3} (IRIS 1998) ^a | 7×10^{-3} (Cal/EPA 2003) ^a | 2×10^{-6} | -- |

| Coefficients de cancérogénéité | | | |
|--|---|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | $2,4 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998) ^a | 8,4 | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : probablement cancérogène (groupe B1) selon IARC (1993) : cancérogène (groupe 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 (2008)

Note. L'absorption du béryllium par voie gastro-intestinale serait très faible (<1%). Au niveau respiratoire, elle dépend de la taille des particules et de la forme chimique (U.S. EPA 2008)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH (HSDB 2008).

La concentration de référence pour une exposition aiguë retenue pour les fins de la présente ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (2×10^{-3} mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2008), ATSDR (2002) et Cal/EPA (2003) pour les sels solubles de béryllium. Les sels solubles excluent les oxydes et hydroxydes de béryllium de même que le béryllium métallique.

Cette valeur est issue d'une étude chronique menée chez des chiens Beagle exposés à du sulfate de béryllium *via* l'alimentation durant 172 semaines (0,023, 0,12, 1,1 et 12,2 mg Be/kg.j pour les mâles et 0,029, 0,15, 1,3, et 17,4 mg Be/kg.j pour les femelles, sous forme de sulfate tétrahydrate de béryllium) (Morgareidge *et al.* 1976 cités par U.S. EPA). L'effet critique correspond à des lésions de l'intestin grêle.

Les trois institutions ont utilisé une approche dite *Benchmark*, mais avec des modèles ou des paramètres différents. Les facteurs d'incertitude appliqués variaient entre 100 et 300.

- U.S. EPA a déterminé une BMDL₁₀ de 0,46 mg/kg.j à l'aide d'un modèle de Weibull ($p = 0,96$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données relatives aux effets immunotoxiques, sur la reproduction et sur le développement). Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette valeur est faible à moyen du fait de la qualité moyenne de l'étude et des lacunes de la base de données (cette étude est la seule qui montre des effets néfastes chez l'animal);
- ATSDR a déterminé une BMDL₁₀ de 0,56 mg/kg.j à l'aide d'un modèle Probit ($p = 0,999$). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce, 10 pour la variabilité

interindividuelle et un facteur modifiant de 3 pour le manque d'études confirmant les effets gastro-intestinaux mis en évidence chez le chien et l'incertitude liée au fait que la BMD₁₀ pourrait être une NOAEL);

- Cal/EPA a déterminé une BMD₀₅ de 0,244 mg/kg.j à l'aide d'un modèle de Weibull, à laquelle un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Inhalation

La concentration de référence retenue pour le béryllium ($7 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose de $2 \times 10^{-6} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par Cal/EPA (2005a).

Cette concentration de référence est basée sur une étude épidémiologique en milieu professionnel (Kreiss *et al.* 1996 cités par Cal/EPA) mettant en évidence la sensibilisation et la progression jusqu'à la *maladie chronique du béryllium* (inflammation pulmonaire chronique caractérisée par la formation de granulomes et impliquant une réponse immunitaire spécifique du béryllium). Parmi les travailleurs exposés (durant 5 mois à 10 ans), la concentration d'exposition médiane des individus montrant une sensibilisation (8 sur 136 travailleurs) était de $0,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (soit une concentration de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition continue). Cette valeur, considérée comme une LOAEL, a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL correspondant à des effets irréversibles et 3 pour la variabilité interindividuelle).

Sur la base de la même étude et de la même LOAEL ajustée ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), U.S. EPA (2008) propose une concentration de référence plus élevée ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) du fait de l'application d'un facteur d'incertitude de 10 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et le caractère rare des effets (6% de la population étudiée) et 3 pour le manque de données sur la mesure de l'exposition).

La dose de référence proposée par Cal/EPA a été retenue plutôt que celle de U.S. EPA car l'application d'un facteur d'incertitude de 10 relatif à l'utilisation d'une NOAEL relative à des effets sérieux irréversibles semble justifié. De plus, les résultats d'une étude épidémiologique environnementale indiquent que la LOAEL se trouverait dans l'intervalle de $0,01$ - $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui laisse une faible marge de sécurité avec les concentrations de référence proposées. Cette étude environnementale portait sur 10 000 personnes résidant à proximité d'une usine de béryllium, dans un rayon de 2 miles (Eisenbud *et al.* 1949 cités par Cal/EPA). Une béryllose pulmonaire avait été observée chez 11 résidants exposés durant 7 années, pour lesquels l'exposition moyenne avait été estimée à $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur une base continue.

ATSDR (2002) et Santé Canada (1996) ne proposent pas de concentration de référence.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le béryllium est considéré comme cancérigène probable chez l'humain par U.S. EPA (2008) et comme cancérigène pour l'humain par IARC (1993). Le potentiel cancérigène du béryllium a été mis en évidence chez l'humain (cancer du poumon) et dans différentes espèces animales (rat, singe, souris, lapin : développement de cancer ou de tumeurs) exposées par inhalation ou instillation intratrachéale. Toutefois, aucune étude n'indique que le béryllium est cancérigène par ingestion (il n'existe pas d'étude animale à des doses adéquates). Aucun coefficient de cancérigénicité n'a donc été développé (U.S. EPA, Cal/EPA, Santé Canada) pour cette voie d'exposition.

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($2,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est celui proposé pour le béryllium et ses composés par U.S. EPA (2008) et adopté par Cal/EPA (2005b).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique en milieu de travail (Wagoner *et al.* 1980 cités par U.S. EPA) dans laquelle les travailleurs étaient exposés au béryllium sous différentes formes (métallique, oxyde, hydroxyde, sels solubles) et à d'autres composés. L'estimé est basé sur l'incidence de cancer du

poumon chez les travailleurs de sexe masculin exposés par inhalation à l'oxyde de béryllium. La méthode utilisée correspond au calcul d'un risque relatif de mortalité par cancer du poumon par rapport à la population générale et tient compte de la durée d'exposition. Les effets du tabagisme ont été considérés. Bien que cette étude épidémiologique soit sujette à une certaine incertitude du fait de la présence de plusieurs facteurs confondants, U.S. EPA précise que les coefficients de cancérogénicité estimés sont concordants avec ceux issus de données animales.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2002). *Toxicological Profile for Beryllium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>
- Cal/EPA (2000). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/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/berylliumandcomp.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 (2008). *Beryllium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1993) *Beryllium and beryllium compounds* IARC Monographs vol. 58. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol58/mono58-1.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). Beryllium and compounds* (dernière révision : 2008). <http://www.epa.gov/iris/subst/0012.htm>

7. Cadmium

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|--|----------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 5×10^{-4} (RIVM 2001) ^a | 2×10^{-2} (Cal/EPA 2003) ^a | $4,8 \times 10^{-6}$ | -- |

| Coefficients de cancérogénéité | | | |
|--|--|-------------------------|---|
| Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹ | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹ |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹ | (mg/kg.j) ⁻¹ | |
| -- | $4,2 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA 2003) ^a | 15 | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1992) ^a : probablement cancérogène (groupe B1) selon l'IARC (1993) : cancérogène (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1994) : probablement cancérogène ^b (groupe II) | | | |

-- : 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 (2008)

^b : Composés du cadmium

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 par ingestion retenue ($5 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est dérivée de la dose hebdomadaire tolérable de $3,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ recommandée par l'OMS (JECFA 1989, 2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001).

En considérant un taux d'absorption du cadmium par voie orale de 5%, un taux d'élimination journalière de 0,005 % de la charge corporelle et en considérant que un tiers de la charge corporelle de Cd est située dans les reins (modèle de Kjellström), une dose d'exposition journalière moyenne de $1 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ durant 40-50 ans conduirait à une concentration dans le cortex rénal de $50 \mu\text{g}/\text{g}$ (poids frais) (ce qui correspond à une excrétion urinaire de cadmium de $2 \mu\text{g}/24 \text{ h}$). Cette concentration tissulaire étant la plus faible concentration à laquelle des effets sur le rein ont été détectés dans la population générale (concerne environ 4% de la population; Nogawa *et al.* 1989, Buchet *et al.* 1990 cités par Baars), le RIVM considère qu'une dose moyenne de $1 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ est une LOAEL et applique un facteur de sécurité de 2, ce qui conduit à une dose journalière moyenne de $0,5 \mu\text{g}/\text{kg.j}$.

Aucun autre facteur de sécurité n'est requis puisque la dose de référence est issue d'une étude épidémiologique menée dans la population générale.

Le niveau de confiance accordé par le RIVM à cette dose de référence est considéré comme élevé du fait qu'elle est basée sur des données humaines et que plusieurs études mènent à des résultats semblables.

Les doses de référence établies par d'autres organisations sont du même ordre de grandeur (0,2 µg/kg.j pour l'ATSDR (facteur d'incertitude de 10 jugé trop élevé car données issues d'une étude épidémiologique sur la population générale); 1 µg/kg.j pour l'OMS (même base que le RIVM, mais pas de facteur de sécurité; WHO 2003), 0,8 µg/kg.j pour Santé Canada (2004) et 0,5-1 µg/kg.j² pour l'U.S. EPA (2005, valeur actuellement en révision; valeur préliminaire proposée en 1999 : 0,8 µg/kg.j).

Toutefois, le cadmium n'exerçant ses effets toxiques que lorsque la concentration dans le cortex rénal dépasse la concentration critique (évaluée à 50 µg/g), l'évaluation des risques liés au cadmium doit tenir compte de la contribution de la dose d'exposition cumulée liée au projet à l'étude à la dose d'exposition cumulée totale sur la durée de vie. En effet, il est probable qu'une exposition ponctuelle à une dose supérieure à la dose de référence chronique n'ait pas d'impact significatif sur la dose totale cumulée, donc sur le niveau de risques d'effets néphrotoxiques.

Inhalation

La concentration de référence retenue (0,02 µg/m³, soit une dose de 4,8 x 10⁻⁶ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2003).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des travailleurs exposés au cadmium durant un (1) à plus de vingt (20) ans (Lauwerys *et al.* 1974 cités par Cal/EPA). Une LOAEL de 21 µg Cd/m³ pour des effets rénaux et respiratoires a été déterminée. La concentration sans effet (NOAEL) a été établie à 1,4 µg/m³ pour une exposition moyenne de 4,1 ans, ce qui équivaut à 0,5 µg/m³ pour une exposition continue dans la population générale. Un facteur 10 est appliqué pour tenir compte des différences de sensibilité au sein de l'espèce humaine et un facteur 3 pour la faible durée d'exposition (sous-chronique). Cette concentration de référence correspond à une dose de 4,8 x 10⁻⁶ mg/kg.j.

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2008), ATSDR (1999) ou Santé Canada (2004). Toutefois, la concentration de référence préliminaire proposée dans le cadre de la révision de IRIS est de 0,7 µg/m³ (U.S. EPA 1999).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le cadmium est classé comme cancérigène probable chez l'humain par l'U.S. EPA (2008) et comme cancérigène chez l'humain par l'IARC (1993). Les études épidémiologiques indiquent essentiellement un lien entre l'exposition au cadmium par inhalation et une augmentation de l'incidence de mortalité par cancer des poumons, voire de la prostate et des reins. Une augmentation de l'incidence de tumeurs pulmonaires a aussi été mise en évidence chez des rats.

Voie orale

Aucune étude n'a mis en évidence un lien entre l'exposition au cadmium par ingestion et l'augmentation de l'incidence de cancer. Aussi, comme l'exposition au cadmium par inhalation conduit à une augmentation de l'incidence de tumeurs au niveau respiratoire, l'approche par défaut consistant à dériver un coefficient par voie orale à partir de données par inhalation n'a pas été jugée adéquate.

Aucun coefficient de cancérigénicité par ingestion n'a donc été proposé par U.S.EPA (2005), Cal/EPA (2005), ou Santé Canada (1996).

Inhalation

Le facteur de risque unitaire (4,2 x 10⁻³ (µg/m³)⁻¹, soit un coefficient de cancérigénicité de 15 (mg/kg.j)⁻¹) proposé par Cal/EPA (2003) a été retenu.

² Une dose de référence différente a été établie pour le cadmium présent dans les aliments (1 µg/kg.j) et l'eau potable (0,5 µg/kg.j).

Cette valeur a été calculée à partir de l'étude épidémiologique de Thun *et al.* (1985 cités par Cal/EPA) réalisée sur une cohorte de 602 salariés de sexe masculin employés dans l'industrie des hauts fourneaux et dans laquelle une relation dose-réponse claire a été établie entre les doses d'exposition cumulatives et la mortalité par cancer des voies respiratoires (poumons, trachée et bronches). Les auteurs ont démontré que l'arsenic ou le tabac ne sont probablement pas à l'origine des effets observés.

Les valeurs de risque unitaire proposées par les autres organismes sont du même ordre de grandeur. Gouvernement du Canada *et al.* (1994) proposent une concentration tumorigène 5% (CT_{0,05}) pour l'humain de 5,1 µg/m³ pour une exposition au chlorure de cadmium par inhalation, ce qui correspond à un risque unitaire de 9,8 x 10⁻³ (µg/m³)⁻¹. Cette valeur a été calculée à partir de l'incidence de tumeurs pulmonaires chez des rats exposés à un aérosol de chlorure de cadmium³ durant 72 semaines (23 hr/j) (Takenaka *et al.* 1983 et Oldiges *et al.* 1984 cités par Gouvernement du Canada). Le coefficient de cancérogénicité proposé dans IRIS (1,8 x 10⁻³ (µg/m³)⁻¹) est actuellement en révision. La valeur préliminaire proposée par l'U.S. EPA (1999) est similaire à celle dérivée par Cal/EPA.

Références

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Cadmium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. RIVM (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/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2003). *Air Toxics Hot Spots Program Risk Assessment Guidelines. Part III. The Determination of Chronic Reference Exposure Levels for Airborne Toxicants*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/allchrels.pdf
- Cal/EPA (2005). *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). May 2005. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/pdf/May2005Hotspots.pdf
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Le cadmium et ses composés*. Liste des substances d'intérêt prioritaire, rapport d'évaluation. Loi Canadienne sur la protection de l'Environnement. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_cadmium_et_ses_composes.pdf
- HSDB (2008) *Cadmium*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1993). *Cadmium and cadmium compounds*. Summaries and evaluations Vol. 58. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol58/mono58-2.htm>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (1989). *Cadmium*. WHO Food Additive Series 24. International Programme on Chemical Safety (IPCS), World Health Organization (WHO). <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je09.htm>
- JECFA (Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives) (2004). *Cadmium*. WHO Food Additive Series 52. International Programme on Chemical Safety (IPCS), World Health Organization (WHO). <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v52je22.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>
- 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 (1999). *Toxicological Review of Cadmium and compounds. External Review Draft*.

³ CT_{0,05} estimées pour le rat : chlorure de Cd = 2,9 µg/m³; autres composés (oxyde, sulfate, sulfure) : 2,7-12,7 µg/m³

- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information System (IRIS). Cadmium* (dernière révision 2008). <http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm>

8. Calcium

Le calcium représente 1 à 2% du poids corporel d'un adulte. Plus de 99% du calcium est présent dans les os et les dents, le reste se répartit entre les tissus, le sang et les fluides extracellulaires. Le calcium provient de l'alimentation, les produits laitiers et les céréales en étant les sources majeures pour la population nord-américaine. Les seuls effets de toxicité liés à un excès de calcium concernent des cas de consommation excessive de suppléments alimentaires (Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, 1997).

L'apport alimentaire de calcium estimé pour les adultes est de 1-1,2 g/jour, soit une dose de 13-17 mg/kg.jour. Un apport tolérable maximum (UL) de calcium de 2,5 g/jour a été déterminé pour les adultes (Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, 1997).

L'estimateur de risques retenu pour la présente étude correspond à l'UL, soit une dose journalière de 36 mg/kg.jour.

RÉFÉRENCES

Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, 1997. *DRI - Dietary Reference Intakes for Calcium, Phosphorus, Magnesium, Vitamin D, and Fluoride*. Institute of medicine, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/5776.html>

9. Cobalt

| Doses/concentration de référence | | | |
|----------------------------------|-------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| $1,0 \times 10^{-3b}$ | 0,1 (ATSDR 2004) ^a | $2,9 \times 10^{-5}$ | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon IARC (1991) : cancérogène possible (groupe 2B)

-- : 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

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 $1,4 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$ 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 ($0,04 \text{ mg}/\text{kg.j}$, 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 ($0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose de référence de $2,9 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par ATSDR (2004) pour une exposition chronique.

Ce MRL est basé sur un NOAEL de $5,3 \mu\text{g Co}/\text{m}^3$ 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 ($\text{NOAEL}_{\text{ajusté}} = 1,3 \mu\text{g Co}/\text{m}^3$), en considérant que le taux d'inhalation est le même chez les travailleurs et dans la population générale. A 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 ($3,2 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{j}$). Un facteur d'incertitude de 10 correspondant à la variabilité interindividuelle a été appliqué, ce qui conduit à une concentration de référence de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition chronique par inhalation (Baars *et al.* 2001), sur la base d'une LOAEL de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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'un 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 CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le cobalt est classé comme possible cancérigène 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 AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- 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 n°711701025 (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/allAcRELS.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).

10. Chrome trivalent

| Doses/concentration de référence | | | |
|--|--|---------------------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| Forme insoluble 1,5 ^a (IRIS 1998) ^b | Forme insoluble ou métallique 60 (RIVM 2001) ^b | Forme insoluble ou métallique 0,02 | -- |
| Forme soluble 4,6 x 10 ⁻³ (RIVM 2001) ^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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (1990) : non classable (groupe 3) selon Gouvernement du Canada et al. (1994) : non classable (groupe VI) | | | |

-- : non disponible

^a : Valeur retenue pour l'évaluation des risques liés à qualité des sols, car selon ATSDR (2000), le chrome présent dans les sols est essentiellement sous forme insoluble

^b Les références entre parenthèses indiquent la date de la dernière révision. IRIS réfère à la base de données de U.S.EPA (2008).

Note : voir ATSDR pour solubilité des différentes formes de chrome

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de 0,5 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour le chrome trivalent (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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

VOIE ORALE – sels insolubles (ex. oxyde de chrome (Cr₂O₃), sulfate de chrome (Cr₂[SO₄]₃))

La dose de référence retenue pour les insolubles de chrome trivalent (1,5 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est issue d'une étude chronique menée chez des rats exposés durant 840 jours à de l'oxyde de chrome (Cr₂O₃) via leur alimentation, à raison de 5 jours par semaine. Les doses totales reçues ont été estimées à 360, 720 et 1 800 g Cr₂O₃/kg sur 600 jours (Ivankovic et Preussman 1975 cités par U.S. EPA). Aucun effet n'a été observé même à la plus forte dose. Après ajustement pour une exposition continue, la NOAEL correspond à une dose de 1 468 mg Cr(III)/kg.j.

Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle) de même qu'un facteur modifiant de 10 afin de tenir compte du manque de données expérimentales disponibles (absence d'étude chez un mammifère non rongeur, absence d'études

pertinentes sur les effets sur la reproduction), du potentiel de toxicité sur la reproduction décrit dans l'étude d'Elbetieha et Al Hamood (1997 cités par U.S. EPA) et des faiblesses de l'étude de Ivankovic.

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une dose journalière tolérable de 4,6 mg/kg.j pour les sels insolubles (incluant le chrome métallique). Cette valeur est extrapolée de la dose de référence pour les sels solubles ($4,6 \times 10^{-3}$ mg/kg.j, issue d'une NOAEL_{rat} de 0,46 mg/kg.j) en considérant que les sels insolubles sont 1 000 fois moins toxiques que les sels solubles chez le rat (NOAEL observées : 2 040 mg/kg.j, 3,6 mg/kg.j et 0,46 mg/kg.j pour sels insolubles, peu solubles et solubles, respectivement).

Santé Canada (1996) ne propose pas de dose journalière admissible.

VOIE ORALE – sels solubles (ex. acétate de chrome trivalent (Cr(CH₃COO)₃))

La dose de référence retenue pour les sels solubles de chrome trivalent ($4,6 \times 10^{-3}$ mg/kg.j) est celle proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette valeur est basée sur une NOAEL de 0,46 mg/kg.j obtenue chez le rat après exposition chronique à de l'acétate de chrome trivalent (Cr(CH₃COO)₃), qui est une forme très soluble (pour le chlorure de chrome trivalent (CrCl₃), moins soluble, une NOAEL de 3,6 mg/kg.j a été obtenue). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle). Selon le RIVM, la fiabilité de ces valeurs est moyenne.

Santé Canada (1996) ne propose pas de dose journalière admissible.

INHALATION – sels insolubles de chrome trivalent et chrome métallique

Une concentration tolérable dans l'air de 60 µg/m³ est proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001) pour le chrome trivalent insoluble et le chrome métallique. Elle est issue d'une NOAEC de 0,6 mg/m³ obtenue chez l'humain exposé professionnellement à du chrome métallique (absence de modification de l'activité enzymatique et des taux protéiques urinaires) (NOAEC rapportée par ATSDR 2000). Un facteur d'incertitude de 10 a été appliqué (variabilité interindividuelle). Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne. Aucun facteur d'ajustement pour une exposition continue ne semble avoir été appliqué.

Une valeur semblable (70 µg/m³) a été dérivée de l'étude en milieu professionnel de Korallus *et al.* (1974 cités par ATSDR), dans laquelle une NOAEC de 2 mg/m³ pour les sels insolubles de chrome trivalent (oxydes et sulfates) a été obtenue (absence d'effets respiratoires et hématologiques). Après ajustement pour une exposition continue (NOAEC = 0,7 mg/m³) et application d'un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle, une valeur provisoire de 70 µg/m³ a été obtenue.

Aucune concentration de référence n'a été proposée pour le chrome trivalent par U.S. EPA (2008), ATSDR, (2000) Santé Canada (1996) ou Cal/EPA (2005).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

L'U.S. EPA (2008), l'IARC (1990) et Gouvernement du Canada (1994) considèrent le chrome trivalent comme non classable en tant que cancérigène pour l'humain. Par conséquent, aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par les organismes compétents.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>

- ATSDR (2000). *Toxicological Profile for Chromium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.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). *Acute reference exposure levels (RELS)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.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). *Chromium trivalent*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le chrome et ses composés*. Ministère des Approvisionnement et Services Canada.
- IARC (1990). *Chromium and compounds. Summaries and Evaluations vol. 49*. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/chromium.html>
- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. Ministre des Approvisionnement 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). Chromium(III), insoluble salts* (dernière mise à jour : 1998). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0028.htm>

11. Chrome hexavalent

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|---|---|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| Sels solubles ^b 3×10^{-3} (IRIS 1998) ^a | Forme particulaire ^c 0,1 (IRIS 1998) ^a | Forme particulaire ^c $2,9 \times 10^{-5}$ | -- |

| 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 | |
| 0,42 (Cal/EPA 2005) | 0,15 (Cal/EPA 2005) | 510 | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain :
selon U.S. EPA (IRIS 1998)^a : cancérogène par inhalation (groupe A) et non classable par voie orale (groupe D)
selon IARC (1997) : cancérogène (groupe 1)
selon Gouvernement du Canada *et al.* (1994) : cancérogène (groupe I)

-- : 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 (2008).

^b Par exemple, dichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), dichromate de sodium ($\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), chromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_4$), et chromate de sodium ($\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_4$)

^c Cet estimateur de risque s'applique aux sels solubles autres que l'acide chromique, lequel a une toxicité particulière. Il ne doit donc pas être utilisé lorsqu'une exposition par inhalation à des brumes d'acide chromique (ou trioxyde de chrome ou oxyde de chrome) est possible (généralement en milieu professionnel).

Note. L'exposition à l'acide chromique sous forme de brume est très peu probable en dehors de l'exposition en milieu de travail (électro-plaquage au chrome, utilisation d'acide chromique comme fongicide et pesticide). Les estimateurs de risques relatifs à l'acide chromique ne sont donc pas présentés.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ est recommandée par l'ACGIH pour les sols solubles de chrome hexavalent (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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

VOIE ORALE – sels solubles de chrome hexavalent

La dose de référence retenue pour les sels solubles de chrome hexavalent ($3 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.jour}$) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est issue d'une étude menée chez des rats exposés à des sols solubles de chrome hexavalent par l'eau de boisson ($25 \text{ mg Cr(VI)}/\text{L}$ sous forme de K_2CrO_4) pendant 1 an (MacKenzie *et al.* 1958 cités par U.S. EPA). Aucun effet n'a été observé à cette dose (poids corporel, consommation alimentaire, changements pathologiques tissulaires et sanguins) mise à part une diminution de 20% de la consommation d'eau. La concentration testée ($25 \text{ mg}/\text{L}$) a été considérée comme une NOAEL, ce qui correspond à une dose de chrome hexavalent de $2,4 \text{ mg}/\text{kg.j}$. Un facteur de sécurité global de 900 a été appliqué. Il se compose d'un facteur d'incertitude de 300 (10 pour la extrapolation interspèce, 10 pour la

variabilité interindividuelle et 3 pour la durée d'exposition inférieure à 2 ans) assorti d'un facteur modifiant de 3 (pour tenir compte des effets gastro-intestinaux observés dans l'étude épidémiologique de Zhang (1987) impliquant une exposition au chrome VI (20 mg/L) via l'eau potable).

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est faible car le nombre d'animaux et la gamme de paramètres testés sont faibles, et parce qu'aucun effet toxique n'a été observé. De plus, les autres études de support, également de faible qualité, décrivent mal la toxicité sur le développement.

En se basant sur la même étude, le RIVM propose une valeur de 5×10^{-3} mg/kg.jour (Baars *et al.* 2001). La différence est due à l'application d'un facteur de sécurité plus faible (500, soit 10 pour la extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 5 pour la durée d'exposition). Le RIVM considère cette valeur comme provisoire étant donné l'absence d'études chroniques pertinentes et le consensus scientifique décrivant le chrome hexavalent comme génotoxique.

Cal/EPA (2000) propose une dose de référence par voie orale de 0,02 mg/kg.j pour une exposition au chrome hexavalent soluble (sauf trioxyde de chrome). Cette valeur est basée sur la même NOAEL (2,4 mg/kg.j) que celle retenue par U.S. EPA et le RIVM, mais un facteur d'incertitude plus faible (100) a été appliqué (10 pour la extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

INHALATION – chrome hexavalent sous forme particulaire (exclut acide chromique)

U.S. EPA (2008) propose une concentration de référence pour le chrome hexavalent sous forme particulaire de $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond à une dose de 3×10^{-5} mg/kg.j.

Cette valeur a été établie à partir d'une étude sous-chronique menée chez des rats exposés à des aérosols de dichromate de sodium ($\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) à des concentrations comprises entre 0,05 et $0,4 \text{ mg Cr VI}/\text{m}^3$, à raison de 22 hr/j et 7 j/sem (Glaser *et al.* 1990 cités par U.S. EPA). Parmi tous les effets observés (tous reliés à l'inflammation pulmonaire), l'augmentation de l'activité lactate déshydrogénase du liquide bronchio-alvéolaire s'est montrée la plus sensible (BMCL₁₀ dérivée de données continues la plus faible). La BMCL₁₀ basée sur cet effet ($16 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à une concentration ajustée pour l'humain (exposition continue; $\text{Regional Deposited Dose Ratio}_{\text{humain}/\text{rat}} = 2,16$) de $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3 pour les différences pharmacocinétiques entre espèces (non comprises dans le RDDR), 10 pour la durée d'exposition réduite et 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette concentration de référence compte tenu des incertitudes concernant les effets sur la reproduction, les reins et les voies respiratoires supérieures. Cette concentration de référence ne s'applique pas à l'acide chromique.

Sur la base de la même étude (Glaser *et al.* 1990), Cal/EPA (2005) propose une concentration de référence de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les composés solubles du chrome hexavalent (sauf acide chromique). L'approche utilisée pour déterminer une concentration Benchmark (BMCL₀₅ dérivée de données quantiques) et la valeur du facteur d'incertitude pour la durée d'exposition sont toutefois différentes de celles retenues par U.S. EPA. La BMCL₀₅ pour l'effet critique (hyperplasie broncho-alvéolaire), soit $12,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a été considérée comme une NOAEL. Un facteur d'incertitude de 90 a été appliqué (3 pour extrapolation interspèce, 10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour la durée d'exposition).

ATSDR (2002), Santé Canada (2004) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) n'ont pas dérivé de concentration de référence par inhalation pour une exposition chronique.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNICITÉ

Le chrome hexavalent est classé comme un cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2008), l'IARC (1990) et le Gouvernement du Canada (1994). Toutefois, U.S. EPA considère qu'il n'est pas classable quant à sa cancérigénicité pour l'humain par voie orale. Des coefficients de cancérigénicité pour le

chrome hexavalent ont été proposés par divers organismes pour inhalation et par Cal/EPA pour l'ingestion.

Voie orale

Le coefficient de cancérogénicité retenu ($0,42 \text{ (mg/kg.jour)}^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de cancérogénèse décrivant l'incidence de tumeurs malignes et bénignes de l'estomac chez la souris (Borneff *et al.* 1968 cités par Cal/EPA). Un coefficient de cancérogénicité de $0,032 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ a été estimé chez la souris (procédure multiétape linéarisée), ce qui conduit à un coefficient de $0,42 \text{ (mg/kg.j)}^{-1}$ chez l'homme (extrapolation basée sur la surface corporelle (soit $70 \text{ kg}/0,031 \text{ kg}^{1/3}$)).

Inhalation

Le risque unitaire retenu ($0,15 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$, soit un coefficient de cancérogénicité de $510 \text{ (mg/kg.jour)}^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005).

Cette valeur est basée sur l'étude épidémiologique de Mancuso (1975 cité par Cal/EPA) qui présente des données obtenues chez 332 travailleurs exposés au chrome dans l'air de leur milieu de travail. Cette étude indique que le taux de cancer pulmonaire augmente avec l'exposition au chrome total et l'hypothèse a été posée qu'au moins $1/7^{\text{ème}}$ de ce chrome total était sous forme hexavalente. Le risque a été estimé en prenant la valeur supérieure de l'intervalle de confiance à 95% selon une procédure multiétapes linéarisée.

Sur la base de la même étude, le risque unitaire par inhalation ($0,012 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) proposé par U.S. EPA (2008) pour le chrome hexavalent est plus faible car il ne tient pas compte du ratio CrVI:CrIII (1:6) (il correspond donc plutôt à un coefficient pour le chrome total). Le risque unitaire a été dérivé selon une procédure multiétapes linéarisée.

L'OMS (WHO 2000) propose un risque unitaire de $0,043 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ (soit un coefficient de cancer de $147 \text{ (mg/kg.jour)}^{-1}$). Cette valeur correspond à la moyenne géométrique des risques unitaires (allant de 0,011 à 0,13) estimés à partir de trois études épidémiologiques distinctes (Hayes *et al.* 1979, Langard 1980, Langard *et al.* 1990 cités par WHO) mettant en évidence une augmentation de la survenue de cancer pulmonaire.

Santé Canada (2004) propose un risque unitaire de $0,0758 \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$ (soit un coefficient de cancer de $331 \text{ (mg/kg.jour)}^{-1}$).

La valeur proposée par U.S. EPA (2008) n'a pas été retenue car elle ne tient pas compte de la présence concomitante de chrome(III) et de chrome(VI). La valeur retenue est la plus conservatrice parmi celles proposées par les différents organismes.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erglevels.pdf>
- ATSDR (2000). *Toxicological Profile for Chromium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Baars *et al.* (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. RIVM (National Institute of Public Health and the Environment). <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Cal/EPA (2000a). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.html

- Cal/EPA (2000b). *Determination of noncancer chronic reference exposure levels batch 2A. Chronic toxicity summary : hexavalent chromium (soluble compounds).* http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/hexChroms.pdf
- Cal/EPA (2005). *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, Environnement Canada et Santé Canada (1994). *Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le chrome et ses composés.* Ministère des Approvisionnements et Services Canada. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_chrome_et_ses_composes.pdf
- HSDB (2008). *Chromium hexavalent.* Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1990). *Chromium and compounds. Summaries and Evaluations vol. 49.* International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/chromium.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 (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Chromium(VI)* (dernière révision : 2008). U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0144.htm>
- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO regional publications, European series n° 91.* World Health Organisation (WHO), Geneva. http://www.euro.who.int/air/Activities/20050104_1

12. Cuivre

| Doses/concentration de référence – exposition chronique | | | |
|---|----------------------------------|--------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation (valeurs provisoires) | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 0,14 (Institute of Medicine 2002) ^{a,b} | 60 ^c | 0,017 ^c | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérrogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1991) ^b : non classable (groupe D) selon l'IARC (2004) : -- | | | |

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire

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

^c : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion (voir texte)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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). Cette valeur est basée sur la TLV de l'ACGIH pour des poussières de cuivre. Cette TLV est basée sur les résultats d'une étude indiquant qu'à des concentrations de $1\text{-}3 \text{ mg}/\text{m}^3$, une exposition de courte durée au cuivre était détectable au goût (goût sucré dans la bouche) mais n'était associée à aucun autre symptôme (Whitman 1957, cité par Cal/EPA). Une NOAEL de $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été retenue. Un facteur d'incertitude de 10 (pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

Aucune valeur de référence pour des effets liés à une exposition aiguë n'a été proposée par U.S. EPA, ATSDR ou AIHA.

Par ailleurs, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de $3 \text{ mg}/\text{m}^3$ durant 30 minutes (HSDB 2008).

DOSES DE RÉFÉRENCE

Voie orale

Le cuivre est un élément essentiel pour lequel des valeurs d'apport quotidien comprises entre 0,34 et 1,3 mg/jour (selon la tranche d'âge et l'état physiologique tel que grossesse) sont recommandées (Institute of Medicine 2002, Santé Canada 2005). Pour les bébés (0-1 an), un apport de 0,2-0,22 mg/jour serait adéquat.

La dose de référence provisoire retenue ($0,14 \text{ mg}/\text{kg.j}$) est issue de la dose maximale tolérable (*Tolerable Upper Intake Level*, UL) recommandée par l'Institute of Medicine (2002). Chez sept (7) adultes ayant ingéré quotidiennement une capsule comprenant 10 mg de cuivre (sous forme de gluconate), durant 12 semaines, aucune altération hépatique n'a été notée (Pratt *et al.* 1985 citée par Institute of Medicine). Aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué à la NOAEL car, selon les auteurs, de nombreuses données indiquaient une absence d'effets toxiques à des doses de 10-12 mg/jour au sein de la population générale ne souffrant pas de troubles de l'homéostasie du cuivre. L'UL de $0,14 \text{ mg}/\text{kg.j}$ ainsi obtenu indique donc

qu'un adulte peut consommer un supplément en cuivre de 10 mg/jour en plus de l'apport journalier par la consommation d'alimentation et d'eau, et ce, sans que des effets soient observés.

Pour que la dose de référence corresponde à une dose d'exposition totale, une valeur provisoire a été estimée en additionnant la dose d'exposition bruit de fond estimée pour les Canadiens à l'UL dérivée par l'Institute of Medicine (2002), et ce pour chaque tranche d'âge. Cette approche est semblable à celle retenue par l'OMS (WHO 2004). Les résultats présentés ci-dessous indiquent que la dose totale est comprise entre 0,14 et 0,17 mg/kg.j. Afin de protéger toutes les tranches d'âge de la population, la valeur la plus faible (0,14 mg/kg.j) a été retenue.

| Doses / Tranches d'âge | 0,5-4 ans | >4-11 ans | >11-19 ans | >19 ans |
|--|-----------|-----------|------------|---------|
| Doses recommandées (UL) ^a | 0,08 | 0,12 | 0,12 | 0,14 |
| Doses quotidiennes pour les Canadiens ^b | 0,066 | 0,048 | 0,028 | 0,022 |
| Dose totale (mg/kg.j) | 0,14 | 0,17 | 0,15 | 0,16 |

^a: Selon Institute of Medicine (2002). Valeurs arrondies à deux décimales.

^b: Selon CCME (1997)

Une dose tolérable journalière similaire (0,14 mg/kg.j) est proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Slooff *et al.* (1989, cité par Baars *et al.* 2001), lesquelles n'étaient pas associées à des effets néfastes.

Aucune dose de référence pour exposition chronique n'a été proposée par U.S. EPA (2008), ATSDR (2002) et Santé Canada (1996).

Inhalation

La concentration de référence retenue (350 µg/m³) pour le cuivre est une valeur provisoire issue de la dose de référence par voie orale. Cette approche par défaut est applicable du fait que des effets systémiques ont été observés chez l'humain après exposition au cuivre par inhalation. Le taux d'absorption par inhalation n'étant pas connu, il a été fixé à 100 % par défaut. Le taux d'absorption par ingestion a été fixé à 12% (WHO 2004). La dose de référence provisoire par inhalation est donc de 0,017 mg/kg.j (soit une concentration de référence provisoire de 60 µg/m³ pour un taux d'inhalation de 20 m³/j et un poids corporel de 70 kg).

Aucun facteur additionnel n'a été utilisé car i) la dose de référence par ingestion correspond à une dose sans effet (NOAEL) chez l'humain, ii) les taux d'absorption utilisés pour l'extrapolation d'une voie à l'autre sont conservateurs⁴, iii) cette concentration de référence provisoire est au moins quatre fois plus faible que les concentrations associées à l'observation d'effets chez l'animal ou l'humain (observation d'effets hématologiques peu sévères chez des travailleurs exposés au cuivre (concentration ajustée pour exposition continue : 230 µg Cu/m³) et à d'autres métaux (fer, du cadmium et du plomb); NOAEL de 600 µg/m³ chez le lapin; effets chez des travailleurs exposés à des poussières de cuivre par inhalation et par voie orale à des concentrations de 111 000-434 000 µg/m³).

Sur la base des données actuellement disponibles, la concentration de référence retenue semble donc suffisamment protectrice.

La valeur de 1 µg/m³ proposée par le RIVM (Baars *et al.* 2001) est issue d'une NOAEL de 0,6 mg/m³ obtenue chez le lapin après exposition sous-chronique (6 semaines, 5 jours/semaine, 6 heures/jour, soit une NOAEL ajustée pour exposition continue de 0,1 mg/m³) divisée par un facteur d'incertitude de 100

(10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle). Cette valeur n'a pas été retenue car i) elle est basée sur une étude ne mettant pas d'effet néfaste en évidence (doses insuffisantes), ii) elle ne tient pas compte du caractère essentiel du cuivre (facteur d'incertitude) et iii) la validité du modèle animal n'est pas reconnue pour extrapolation à l'humain (WHO 2004).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le cuivre n'est pas classable comme cancérogène pour l'humain (U.S. EPA 2008). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été dérivé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2002). *Toxicological Profile for Copper*. Draft for public comment. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELs.html
- CCME (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre: Environnement et santé humaine*. Winnipeg, Manitoba, Le Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- HSDB (2008). *Copper*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Santé Canada (2005). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/index_f.html (site consulté en octobre 2005)
- Institute of Medicine (2002). *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html>
- 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). Copper (dernière révision : 1991. En cours de réévaluation)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0368.htm>
- WHO (2004). *Copper in Drinking-water. Background Document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization (WHO). Geneva. WHO/SDE/WSH/03.04/88. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/copper/en/

⁴ *Inhalation* (100%) : il est peu probable que 100 % des particules inhalées (PM₁₀) se déposent au niveau pulmonaire et que 100 % du cuivre ainsi déposé soit absorbé; *Ingestion* (12%) : les valeurs rapportées par WHO (2004) sont comprises entre 12 et 77%. La sélection de la valeur la plus faible conduit à une concentration de référence conservatrice.

13. 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2008) : -- selon IARC (2005) : -- | | | |

-- : non disponible

^a Valeur provisoire

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

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 (voir section 4.2.1 du rapport).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,03 mg/kg.jour) est une valeur provisoire dérivée de celle proposée par ATSDR (2005) pour une exposition sous-chronique (MRL_{sc}).

La MRL_{sc} 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.jour 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 µg/m³.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

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.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/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 levels*, RIVM report n° 711701025 (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/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.
- 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.
- HSDB (2008). *Tin compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (2005). *Search IARC Agents*. <http://www.cie.iarc.fr/htdig/search.html> (site consulté en octobre 2005)
- NTP (1982). *Carcinogenesis bioassay 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/LT_rpts/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>

14. Fer

| 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) | |
| 0,8 (OMS 1996) ^a | 2 800 ^b | 0,8 ^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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène selon : l'U.S. EPA (IRIS, 2004) : -- l'IARC (2004) : -- | | | |

-- : non disponible

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

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA de 1 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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

Le fer est un élément essentiel dont l'apport minimum est de l'ordre de 10 à 50 mg/jour (OMS 1996)

La dose de référence retenue (0,8 mg/kg.jour) correspond à la dose tolérable maximale journalière provisoire proposée par l'OMS (JECFA 1983, OMS 1996). Cette valeur s'applique à toutes les sources de fer sauf les oxydes de fer (utilisés comme colorants et pour lesquels l'OMS a déterminé un apport alimentaire adéquat (ADI) de 0,5 mg/kg.j) et les suppléments alimentaires pris durant la grossesse et l'allaitement ou pour des raisons thérapeutiques.

Cette dose de référence provisoire se situe dans l'intervalle des apports recommandés (0,86 à 5,0 mg/kg.j) selon la tranche d'âge considérée, selon l'*Institute of Medicine* (2001).

Aucune dose de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2004, 2005), ATSDR (2005) ou Santé Canada (1996).

Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2004, 2005), Cal/EPA (2005), ATSDR (2005), OMS, Santé Canada (1996) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Selon une approche conservatrice, une dose de référence provisoire par inhalation a été dérivée de celle par ingestion. Les taux d'absorption propres à chaque voie ayant été considérés identiques (par défaut), la concentration de référence provisoire a été estimée à 2 800 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le fer n'a pas été l'objet de recherches suffisantes permettant d'en déterminer le potentiel cancérigène. Aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé par les institutions compétentes (U.S. EPA, Cal/EPA, RIVM, Santé Canada).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2005). *Toxicological Profile Information Sheet*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.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). *Iron*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Institute of Medicine (2001). *Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes*, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>
- JECFA (1983). *Toxicological evaluation of certain food additives and food contaminants*. WHO Food additives Series, N° 18. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v18je18.htm>
- OMS (1996). *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization. Geneva, 2nd Ed. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/en/2edvol2p2b.pdf
- U.S. EPA (2008) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. IRIS Substance List. <http://www.epa.gov/iris/subst/index.html>
- U.S. EPA (2004). *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>

15. Magnésium

Le magnésium est un élément essentiellement présent dans les os chez l'adulte. Le magnésium est impliqué à titre de cofacteur pour environ 300 systèmes enzymatiques. Sa présence est requise pour de nombreuses fonctions telles que la production d'énergie, la glycolyse, la synthèse d'acides nucléiques, le transport actif, etc...(Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes 1997).

L'apport alimentaire moyen de magnésium a été estimé à 323 mg/jour chez les hommes et 228 mg chez les femmes aux États-Unis. Les sources alimentaires principales de magnésium sont les légumes, les fruits, les céréales et les noix (45% de l'apport) suivis des produits laitiers, des viandes et des œufs (29% de l'apport) (Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes 1997).

L'apport alimentaire de magnésium recommandé pour les adultes est de 400-420 mg/jour pour les hommes et de 310-320 mg/jour pour les femmes, soit des doses comprises entre 5,1 et 5,5 mg/kg.j. L'apport tolérable maximum (UL) de magnésium (350 mg/jour, soit 5 mg/kg.j) correspond à un apport supplémentaire à celui de l'alimentation (Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes 1997).

Dans le cadre de la présente étude, la dose d'exposition additionnelle par ingestion sera donc comparée avec l'UL de 5 mg/kg.j.

RÉFÉRENCES

- Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, 1997. *DRI - Dietary Reference Intakes for Calcium, Phosphorus, Magnesium, Vitamin D, and Fluoride*. I. o. M. Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/5776.html>

16. Manganèse

| Doses/concentration de référence | | | |
|----------------------------------|-------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 0,14 (IRIS 1996) ^a | 0,05 (IRIS 1993) ^a | $1,4 \times 10^{-5}$ | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1996) ^a : non classable (groupe D) selon l'IARC (2005) : -- | | | |

-- : 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)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGÜE

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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

Le manganèse est un élément essentiel pour lequel l'apport nutritionnel adéquat a été estimé entre 0,6 et 2,6 mg/jour (selon tranche d'âge et état physiologique tel que grossesse, etc...; 0,003 mg/jour pour les bébés de 0-6 mois) (Santé Canada 2005). Cependant, l'exposition chronique à de fortes concentrations de manganèse entraîne, entre autres, des symptômes neurologiques similaires à la maladie de Parkinson chez l'humain. L'établissement d'une valeur de référence nécessite donc de considérer le manganèse comme étant à la fois un élément essentiel et une substance toxique. L'apport alimentaire de manganèse a été estimé entre 0,7 et 10,9 mg/jour, sauf chez les végétariens qui peuvent être exposés à de plus fortes doses (WHO 2004).

Voie orale

La dose de référence retenue ($0,14 \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est basée sur l'apport quotidien de manganèse provenant des aliments, estimé entre 2 et 9 mg/jour chez l'adulte. Aucun effet n'ayant été observé à la dose maximale, un apport alimentaire de 10 mg/jour a été considéré comme une NOAEL (soit $0,14 \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour un individu de 70 kg). Lorsque la dose d'exposition provient de l'alimentation, aucun facteur d'incertitude n'est requis car la NOAEL est basée sur plusieurs études effectuées sur des populations ayant un régime alimentaire normal, durant une période de temps prolongée et n'ayant développé aucun effet néfaste sur la santé. Cependant, lorsque le manganèse provient de l'eau, l'U.S. EPA recommande l'application d'un facteur modifiant (additionnel) de 3 afin de tenir compte i) de la forme chimique potentiellement différente (influence l'absorption), ii) de l'absence de substances alimentaires qui diminuent la disponibilité, et iii) de la sensibilité potentielle des nourrissons (absorption plus élevée, excrétion plus faible, passage plus facile

de la barrière sang-cerveau) qui seraient nourris avec du lait de formule reconstitué avec de l'eau. L'U.S. EPA recommande également l'application de ce facteur modifiant pour les sols.

Le niveau de confiance attribué par l'U.S. EPA à cette dose de référence est moyen puisque plusieurs études réalisées chez les humains ont rapporté des résultats similaires en regard de la consommation alimentaire normale de manganèse. Toutefois, aucune information quantitative n'est disponible afin d'indiquer les niveaux toxiques de manganèse provenant de l'alimentation. De plus, plusieurs facteurs environnementaux, biologiques ou même l'état de santé de l'individu (anémie, dysfonctionnement hépatique) peuvent influencer significativement le statut du manganèse chez les individus.

Une dose maximale tolérable semblable (11 mg/jour pour les adultes) a été proposée par l'Institute of Medicine (2002). Cette valeur est basée sur l'absence d'effets chez des adultes exposés une telle dose via leur alimentation.

Aucune dose de référence n'a été proposée par ATSDR (2000), Santé Canada (1996) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

La concentration de référence retenue (0,05 µg/m³) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Les concentrations de référence proposées par U.S. EPA (2008), ATSDR (2000), Cal/EPA (2005) et l'OMS (WHO 2000) sont toutes basées sur l'étude épidémiologique de Roels *et al.* (1992 cités par U.S. EPA) réalisée chez les travailleurs d'une usine de batteries alcalines exposés à du dioxyde de manganèse durant 0,2 à 17,7 années (5,3 ans en moyenne). L'étude incluait 92 travailleurs exposés et 101 travailleurs non exposés (appariés en fonction de l'âge et de leur conditions de travail autres que l'exposition). La moyenne géométrique des concentrations de manganèse mesurées avec des moniteurs personnels était de 215 µg Mn/m³ dans les particules respirables (PM₅), et de 948 µg Mn/m³ dans les particules totales. Des effets neuro-comportementaux précoces (altération du temps de réaction, de la coordination main-œil, et de la stabilité de la main) ont été observés chez les travailleurs exposés à plus 600 µg/m³ x année, mais l'existence d'un seuil d'effets est incertain du fait de facteurs confondants (appariements inadéquats en fonction du niveau d'éducation).

À partir des valeurs d'exposition intégrées (40 à 4 430 µg/m³ par an) fournies par les auteurs de l'étude (Roels *et al.*), U.S. EPA (2008) a estimé une LOAEL de 150 µg/m³ en divisant la moyenne géométrique de ces valeurs d'exposition intégrées annuelles (793 µg/m³ ± 2,91) par la durée moyenne d'exposition (5,3 ans). Après ajustement pour une exposition continue et pour la population générale, la LOAEL_{ajustée} (50 µg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour la variabilité inter-individuelle, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et les lacunes dans la base de données reflétant une période d'exposition sous-chronique, 10 pour les lacunes de la base de données), ce qui conduit à une concentration de référence de 0,05 µg/m³. Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA à cette valeur est moyen étant donné que le niveau de confiance de l'étude et de la base de données sont de qualité moyenne (aucune NOAEL identifiée pour les effets neuro-comportementaux, taille des particules de manganèse non mesurée directement, la durée d'exposition relativement limitée et travailleurs relativement jeunes (la durée d'exposition et/ou l'interaction avec le vieillissement pourraient résulter en la détection d'effets à des concentrations plus faibles) et absence d'études adéquates pour les effets sur le développement et la reproduction.

Sur la base de ces données épidémiologiques, ATSDR (2000) a utilisé une approche dite Benchmark. La BMDL₁₀ pour les effets comportementaux précités a été estimée à 74 µg Mn/m³. La BMDL₁₀ ajustée (17,6 µg/m³) pour une exposition continue dans la population générale a été divisée par un facteur d'incertitude de 500 (10 pour la variabilité inter-individuelle, 10 pour les différences potentielles de toxicité des différentes formes chimiques de manganèse et les autres lacunes dans la base de données comme l'absence d'études sur les effets sur le développement ou sur la reproduction, 5 comme facteur modifiant

basé sur la susceptibilité potentielle des enfants d'après une pharmacocinétique distincte). La concentration de référence proposée par ATSDR est donc de 0,04 µg/m³ pour une exposition chronique. Cette valeur n'a pas été retenue car l'ajustement de la BMDL₁₀ pour la population générale ne tient pas compte du taux d'inhalation des travailleurs qui est plus élevé que dans la population générale (la considération d'un taux d'inhalation majoré de 10 m³/jour conduirait à une BMDL_{ajustée} de 27 µg/m³ et à une concentration de référence de 0,05 µg/m³).

Sur la base des mêmes données, l'OMS recommande une concentration maximale dans l'air de 0,15 µg/m³ (WHO 2000). Cette valeur est dérivée d'une BMDL₅ de 30 µg/m³, considérée comme une concentration sans effet (NOAEL). Après ajustement pour une exposition continue (7 µg/m³), un facteur d'incertitude de 50 (10 pour variabilité inter-individuelle et 5 pour effets sur le développement chez les enfants) a été appliqué.

Cal/EPA (2005) propose une concentration de référence de 0,2 µg/m³ basée sur une LOAEL_{ajustée} de 50 µg/m³ divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'utilisation d'une exposition sous-chronique et 10 pour la variabilité inter-individuelle) (Cal/EPA 2003).

Santé Canada (1996) ne propose aucune concentration admissible.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le manganèse n'est pas classé comme cancérigène pour l'humain par l'U.S. EPA (2008) et n'a pas été évalué par l'IARC ou Santé Canada (dans le cadre de la Loi Canadienne sur la Protection de l'Environnement). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été proposé par les organismes compétents.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2000). *Toxicological Profile for Manganese*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.html
- Cal/EPA (2003). *Chronic toxicity summary : manganese and compounds*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/mangnREL.pdf
- 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). *Manganese and compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Institute of Medicine (2002). *Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc*. Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board, Institute of Medicine (Ed.), National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html>
- 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>

- Santé Canada (2005). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/index_f.html (site consulté en octobre 2005)
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Manganese (dernière révision : 2008)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0373.htm>
- WHO (2004). *Manganese in Drinking-water. Background Document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization (WHO). Geneva. WHO/SDE/WSH/03.04/104. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/manganese/en/
- WHO. 2000. *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO regional publications, European series, N° 91*. World Health Organisation (WHO), Geneva. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

17. Molybdène

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 5×10^{-3} (IRIS 1993) ^a | 17 ^b | 5×10^{-3} ^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 | |
| -- | -- | -- | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon l'U.S. EPA (2008) et l'IARC (2005): --

-- : 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 (2008).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $10 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH pour les particules inhalables de molybdène et ses composés solubles (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 par voie orale retenue pour le molybdène ($5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée au sein d'une population Arménienne exposée via l'alimentation à des concentrations quotidiennes de 10-15 mg de molybdène (Kovalskiy *et al.* 1961 cités par U.S. EPA). Une LOAEL de 0,14 mg/kg.j (augmentation du taux sérique d'acide urique) a été identifiée parmi les personnes exposées durant au moins six ans (jusque durée de vie). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué à cette LOAEL (3 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL). Bien que les effets potentiels sur le développement et la reproduction ne soient pas documentés, aucun facteur de sécurité n'a été utilisé pour tenir compte du manque de données à ce sujet car la dose de référence proposée est très proche de la *Estimated Safe and Adequate Daily Intake* (ESADI) (2,5-4,45 $\mu\text{g}/\text{kg.j}$).

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen du fait de la qualité moyenne de l'étude et de la banque de données (peu de paramètres analysés; absence d'informations sur les effets du molybdène sur l'homéostasie du cuivre, suggérés par plusieurs études chez l'humain et l'animal).

Le RIVM (Baars *et al.* 2001) propose une dose tolérable journalière de 0,01 mg/kg.j basée sur d'une étude menée chez des rats et dans laquelle une NOAEL de 1 mg/kg.jour a été identifiée (absence de toxicité rénale, van Esch 1978 cité par Baars). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Le molybdène n'a pas été évalué par Santé Canada (1996) et ATSDR (2005).

Inhalation

La concentration de référence provisoire retenue (17 µg/m³) a été dérivée de la dose de référence par voie orale.

Cette extrapolation a été réalisée en considérant que le taux d'absorption par inhalation et par ingestion est le même (après administration orale, les formes solubles du molybdène sont facilement absorbées par le tractus gastro-intestinal (30 à 70% du molybdène alimentaire est absorbé chez l'humain selon WHO 2003), et le trioxyde de molybdène (forme soluble) est facilement absorbé par ingestion et inhalation que ce soit chez l'homme ou chez l'animal selon le NTP 1997). Cette approche par défaut a été retenue car i) la dose de référence par ingestion est basée sur des données humaines, les effets observés sont systémiques, et iii) aucun effet significativement néfaste n'a été observé dans la seule étude par inhalation disponible.

Une approche différente a été retenue par le RIVM (Baars *et al.* 2001), qui s'est basé sur les résultats de l'étude d'exposition sous-chronique (13 semaines) par inhalation menée chez des rongeurs (rats et souris) exposés à du trioxyde de molybdène (0, 10, 30 ou 100 mg/m³) (NTP 1997). Les lésions du système respiratoire observées (dégénération hyaline au niveau nasal et métaplasie squameuse au niveau du larynx) ont été considérées par les auteurs comme des réponses défensives ou adaptatives non spécifiques du trioxyde de molybdène, et l'incidence combinée des néoplasmes alvéolaire et bronchiolaire n'était pas significativement différente de celle observée dans les contrôles historiques du NTP. Par conséquent, en l'absence d'effets statistiquement ou biologiquement significatifs à toutes les doses testées, une NOAEC de 100 mg/m³ de trioxyde de molybdène a été identifiée, soit une NOAEC ajustée pour une exposition continue de 12 µg/m³. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour la durée d'exposition), ce qui conduit à une concentration de référence de 12 µg/m³. Bien que cette valeur soit légèrement plus sévère que celle issue de la dose de référence par voie orale, elle n'a pas été retenue car aucune LOAEC n'a pu être identifiée (la concentration sans effet pourrait donc être plus élevée).

Le molybdène n'a pas été évalué par Santé Canada (1996), ATSDR (2005) et Cal/EPA (2005a).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Les tests de mutagénicité réalisés avec du trioxyde de molybdène sont négatifs, mais le caractère cancérigène de ce composé chez les rongeurs est équivoque (NTP 1997 cité par Baars *et al.* 2001). Le molybdène n'a cependant pas été l'objet de recherches suffisantes permettant d'en déterminer le potentiel cancérigène et aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé (U.S. EPA 2008, Cal/EPA 2005b).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>

- ATSDR (2005). *Toxicological Profile Information Sheet* <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html#-M-> (site consulté en octobre 2005).
- 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). *Acute reference exposure levels (RELS)*. http://www.oehha.org/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
- HSDB (2008). *Molybdenum*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (2005). *Search IARC Agents*. <http://www.cie.iarc.fr/htdig/search.html> (site consulté en octobre 2005)
- NTP (1997). *Toxicology and carcinogenesis studies of molybdenum trioxide in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies)*. NTP technical report n°462. http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/LT_rpts/tr462.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). Molybdenum*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0425.htm> (Dernière mise à jour : 2008)
- WHO (2003). *Molybdenum in Drinking Water, Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking water Quality*. World Health Organization (WHO). WHO/SDE/WSH/03.04/11 http://www.who.int/water_sanitation_health/dwg/chemicals/molybdenum.pdf

18. Nickel

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|---|---|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| Sels solubles de nickel ^b 0,02 (IRIS 1996) ^a | Nickel et composés (sauf NiO) 0,05 (Cal/EPA 2005) ^a | Nickel et composés (sauf NiO) $1,4 \times 10^{-5}$ | -- |

| 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 | |
| -- | Poussières de raffinerie ^c $2,4 \times 10^{-4}$ (IRIS 1991) ^a | Poussières de raffinerie ^c 0,84 | -- |

Classification du potentiel cancérogène selon :

- l'U.S. EPA (IRIS, 1991)^a : poussières de raffinerie de nickel et disulfure de trinickel cancérogènes pour l'humain (groupe A), carbonyle de nickel probablement cancérogène pour l'humain (groupe B2)
- l'IARC (1997) : composés du nickel cancérogènes pour l'humain (groupe 1) ; nickel métallique probablement cancérogène pour l'humain (groupe 2B)
- la LCPE (Gouvernement du Canada 1994) : composés sulfurés, oxygénés et solubles du nickel cancérogènes pour l'humain (groupe I) ; nickel métallique inclassable (groupe VI)

-- : 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 (2008).

^b Incluent le chlorure et le sulfate de nickel (NiCl_2 et NiSO_4)

^c Contiennent essentiellement du disulfure de trinickel, du sulfate et de l'oxyde de nickel (Ni_3S_2 , NiSO_4 et NiO , respectivement)

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Des TLV-TWA (8 heures) de 0,2 et de 0,1 mg/m^3 ont été proposées par ACGIH pour les composés solubles et insolubles du nickel, respectivement (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 par voie orale retenue pour les sels solubles de nickel (0,02 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur découle de l'étude menée par Ambrose *et al.* (1976 cités par U.S. EPA) chez des rats exposés à du nickel via l'alimentation (0, 5, 50 et 125 mg/kg.j) durant 2 ans. Les effets critiques retenus sont la diminution du poids corporel et de certains organes. De cette étude ont été déterminées une NOAEL de 5 mg/kg.j et une LOAEL de 50 mg/kg.j. Ces valeurs concordent avec celles issues d'autres études expérimentales. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué pour tenir compte des variabilités interspèce (10) et interindividuelle (10) ainsi que de l'absence de données adéquates concernant la toxicologie de la reproduction (3).

U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette dose de référence (niveau de confiance faible accordé à l'étude (mortalité élevée dans le groupe témoin (44/50) mais des études sous-chroniques appuient les résultats retenus).

Santé Canada (1996) et le RIVM (Baars *et al.* 2001) proposent une dose journalière acceptable (DJA) de 0,05 mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale. Également basée sur l'étude d'Ambrose *et al.* (1976), cette valeur est issue de la même NOAEL (5 mg/kg.j) mais un facteur d'incertitude plus faible (100) a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Pour le *sulfate de nickel* (nickel soluble), Santé Canada (1996) propose une DJA de 0,05 mg/kg.j. Cette valeur est issue d'une NOEL de 5 mg/kg.j obtenue chez des rats exposés durant deux ans via l'alimentation (trois doses + contrôle, augmentation du poids relatif du cœur et diminution du poids relatif de foie, Ambrose *et al.* 1976). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle).

Pour le *chlorure de nickel* (nickel soluble), Santé Canada (1996) propose une DJA de $1,3 \times 10^{-3}$ mg/kg.j. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 1,3 mg/kg.j obtenue chez le rat après exposition de rats femelles via l'eau de consommation, durant 11 semaines avant l'œstrus puis pendant deux périodes successives d'œstrus, de gestation et de lactation (George *et al.* 1989 et Smith *et al.* 1993 cités par Health Canada). Les doses de nickel ont été estimées à environ 0, 1,3, 6,8 ou 31,6 mg/kg.j (Gouvernement du Canada *et al.* 1994). Les effets observés étaient une augmentation de la mortalité dans les portées. 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 LOAEL) Aucun facteur additionnel n'a été utilisé pour la durée de l'étude car les effets observés seraient plus sensibles que ceux observés lors d'expositions chroniques (Health Canada 1996).

ATSDR (2000) n'a pas proposé de dose de référence par ingestion.

Inhalation

La concentration de référence retenue pour le nickel et ses composés (excepté l'oxyde de nickel) ($0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose d'exposition de $1,4 \times 10^{-5}$ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2005) et le RIVM (Baars *et al.* 2001).

Cette concentration est issue d'une étude menée chez des rats exposés par inhalation au sulfate de nickel (6 h/j, 5 j/semaine pendant 2 ans) à des concentrations de 0, 0,03, 0,06 et $0,11 \text{ mg Ni}/\text{m}^3$ (NTP 1996 cité par Cal/EPA 2000). Une LOAEL de $60 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ a été établie à partir des changements pathologiques sur les poumons, les ganglions lymphatiques et l'épithélium nasal. La NOAEL ($30 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$) donne, après ajustement pour une exposition continue (en se basant sur le poids du rat mâle), une concentration équivalente pour l'humain de $1,6 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$. Un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

Le RIVM a obtenu la même concentration de référence à partir des mêmes données expérimentales, mais la concentration équivalente pour l'humain n'a pas été estimée. La concentration d'exposition a été convertie pour une exposition continue ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et divisée par un facteur d'incertitude de 100.

À partir des mêmes données expérimentales (NOAEL $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ATSDR (2005) a dérivé une concentration de référence de $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$, basée sur une concentration équivalente pour l'humain de $2,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (basée sur poids du rat femelle) et un facteur d'incertitude de 30.

Pour le *nickel métallique*, Santé Canada (1996) propose une concentration tolérable provisoire de $0,018 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur une LOEL de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ obtenue chez des lapins exposés à

raison de 6 h/j et 5 j/sem. à des concentrations supérieures ou égales à 0,1 mg/m³, pour une période allant jusque 8 mois (4 études différentes incluant un groupe témoin et un groupe exposé, Health Canada 1996). Les poussières utilisées étaient respirables à 95%. Après conversion pour une exposition continue, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour le *sulfate de nickel*, Santé Canada (1996) propose une concentration tolérable de 3,5 x 10⁻³ µg/m³. Cette valeur est basée sur une LOEL de 0,02 mg/m³ chez le rat après exposition durant 13 semaines à raison de 6 h/j, 5 j/sem à des concentrations comprises entre 0 et 0,4 mg Ni/m³ (Dunnick *et al.* 1989 cités par Health Canada 1996). Des lésions nasales et pulmonaires ont été mises en évidence à toutes les doses, ainsi qu'une inflammation chronique active des poumons et une hyperplasie de macrophages alvéolaires. Des effets plus sévères étaient observés aux plus fortes doses. Après conversion pour une exposition continue, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour le *disulfure de trinickel*, Santé Canada (1996) propose une concentration de référence de 1,8 x 10⁻⁵ mg Ni/m³. Cette valeur est basée sur une NOEL de 0,1 mg/m³ chez la souris et une LOEL (effets mineurs) de 0,1 mg/m³ chez le rat, après exposition durant 90 jours à raison de 6 h/j, 5 j/sem à des concentrations comprises entre 0,1 et 1,8 mg Ni/m³ (Benson *et al.* 1990, Dunnick *et al.* 1989 cités par Health Canada 1996). Les effets observés étaient une inflammation plus ou moins sévères des voies respiratoires. Après conversion pour une exposition continue, un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

Pour le monoxyde de nickel, une concentration de référence de 0,10 µg Ni/m³ (soit une dose de 2,8 x 10⁻⁵ mg/kg.j) été proposée par Cal/EPA (2000, 2005). Cette concentration est issue d'une étude expérimentale chez des rats exposés au monoxyde de nickel (6 h/j, 5 j/semaine pendant 2 ans) à des concentrations de 0, 0,5, 1,0 et 2,0 mg Ni/m³ (NTP 1996 cité par Cal/EPA). Une LOAEL de 500 µg Ni/m³ a été établie à partir des changements pathologiques sur les poumons, les ganglions lymphatiques et une hyperplasie de la médullo-surrénale (chez les femelles). Aucune NOAEL n'a été observée. La LOAEL donne, après ajustement pour une exposition continue (en se basant sur le poids du rat mâle), une concentration équivalente pour l'humain de 30 µg Ni/m³. Un facteur d'incertitude de 300 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

Pour le monoxyde de nickel, Santé Canada (1996) propose une concentration de référence de 0,02 µg Ni/m³. Cette valeur est basée sur une LOEL de 20 µg/m³ obtenue chez des rats exposés durant 4 mois de façon continue (modification de la population de lymphocytes et de granulocytes dans le poumon et modifications histologiques de ces cellules, Spiegelberg *et al.* 1984 cités par Health Canada 1996). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

U.S. EPA (2008) ne propose pas de concentration de référence pour le nickel et ses composés.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le potentiel cancérigène diffère selon les formes du nickel. Ainsi, selon la classification de l'U.S.EPA (IRIS 1991), les poussières de raffinerie de nickel et le disulfure de trinickel sont cancérigènes chez l'humain (groupe A) alors que le tétracarbonyle de nickel est cancérigène probable chez l'humain (groupe B2). Selon la classification de l'IARC (1990), les composés du nickel sont considérés cancérigènes chez l'humain (groupe 1) et le nickel métallique et ses alliages sont classés cancérigènes possibles chez l'humain (groupe 2B). Selon la Loi canadienne pour la protection de l'environnement (LCPE), les formes organiques sont dans le groupe I (cancérigène pour l'humain) mais le nickel métallique n'est pas classable (Groupe VI).

Plusieurs études épidémiologiques en milieu professionnel (raffinerie de nickel) ont montré une hausse de l'incidence des cancers du poumons et des voies nasales.

Voie orale

En ce qui a trait au potentiel cancérigène du nickel par voie orale, aucune étude n'est disponible chez l'humain. De plus, les études chez les animaux de laboratoire auraient donné des résultats négatifs (ATSDR 1997). Par conséquent, les effets cancérigènes du nickel par voie orale n'ont pas été considérés.

Inhalation

Pour les poussières de raffinerie de nickel, le risque unitaire ($2,4 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$), soit un coefficient de cancer de $0,84 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour})^{-1}$ proposé par U.S. EPA (2008) a été retenu. Cette valeur correspond à la médiane des risques unitaires (compris entre $1,1 \times 10^{-5}$ et $4,6 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) pour les travailleurs estimés à partir de quatre études épidémiologiques distinctes (Enterline et Marsh, 1982 ; Chovil et al., 1981 ; Peto et al., 1984 et Magnus et al., 1982, dans IRIS, 1991).

Le risque unitaire de $2,6 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposé par Cal/EPA (2005b) correspond à une de ces quatre études (Chovil *et al.* 1981, Roberts *et al.* 1984, Muir *et al.* 1985, ICNCM 1990 cités par Cal/EPA).

Sur la base des mêmes études, U.S. EPA (2008) propose également un risque unitaire pour le disulfure de trinickel ($4,8 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) qui conduit à un coefficient de cancérogénèse par inhalation de $1,68 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour})^{-1}$.

Gouvernement au Canada *et al.* (1994) propose un intervalle de valeurs de $\text{CT}_{0,05}$ de 40 à 1 000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les composés oxygénés, sulfurés et solubles du nickel (les niveaux d'expositions pour chaque forme n'ayant pu être caractérisés). Ces valeurs proviennent de plusieurs études épidémiologiques menées dans des installations d'extraction, de fonte et d'affinage de *INCO* en Ontario mettant en évidence une augmentation de l'incidence des tumeurs du poumon ou du nez (Doll *et al.* 1990). Ces $\text{CT}_{0,05}$ correspondent à des risques unitaires allant de $5,0 \times 10^{-5}$ à $1,25 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

Santé Canada (1996) propose une $\text{CT}_{0,05}$ de 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le nickel soluble (principalement sulfate et chlorure). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique norvégienne (Doll *et al.* 1990 cités par Health Canada 1996). Toutefois, un document plus récent de Santé Canada (2004) indique une valeur de 700 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Nickel*. August 2005. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.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). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELs.html
- Cal/EPA (2000). *Determination of noncancer chronic reference exposure levels batch 2A. Chronic toxicity summary : nickel and nickel compounds; nickel oxide*. http://www.oehha.ca.gov/air/chronic_rels/pdf/NiComp.pdf

- 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
- HSDB (2008). *Nickel and compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Gouvernement du Canada (1994). *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Le nickel et ses composés*. http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pdf/le_nickel_et_ses_composes.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 (1990). *Nickel and nickel compounds*. IARC Summary and Evaluation, vol 49, p 257. <http://www.cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/nickel.html>
- 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). Nickel, soluble salts* (substance en cours de réévaluation). <http://www.epa.gov/iris/subst/0271.htm>

19. Phosphore

| Doses/concentrations de référence | | | |
|-----------------------------------|------------------------------|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 43 (IOM 1997) | -- | -- | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain : non disponible | | | |

Le phosphore est un élément essentiel à la vie. Il est impliqué le maintien du pH, dans le stockage et le transfert d'énergie et la synthèse des nucléotides.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La seule concentration de référence pour une exposition aiguë proposée pour le phosphore par les instances de santé correspond au phosphore blanc (*Acute MRL* de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ proposée par ATSDR (1997) pour la fumée de phosphore blanc).

Cette valeur est basée sur une étude expérimentale qui a mis en évidence des effets respiratoires (irritation, toux) et des maux de tête chez quatre hommes exposés par inhalation à une concentration de $187 \text{ mg}/\text{m}^3$ de phosphore blanc pendant 5 minutes. Cette concentration a été considérée comme une LOAEL et a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour utilisation d'une LOAEL avec effets peu sévères).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH pour le phosphore jaune (HSDB 2008).

Pour la présente étude, l'acute MRL a été retenu. Toutefois, il est peu vraisemblable que le phosphore présent dans le gisement soit sous forme de phosphore blanc puisque le phosphore blanc n'existe pas à l'état naturel.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La valeur retenue pour estimer les risques correspond à la dose maximale tolérable déterminée par *Institute of Medicine* (1997), laquelle varie entre 3 000 et 4 000 mg/jour selon les tranches d'âge. La valeur la plus faible exprimée en fonction du poids corporel ($43 \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$) a été retenue.

La seule autre dose de référence recensée concerne le phosphore blanc (RfD de $2 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$ recommandée par U.S. EPA (2008). Cette valeur n'a pas été retenue car elle correspond à une forme chimique qui n'existe pas à l'état naturel.

Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par les organismes de santé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (1997). *Toxicological profile for white phosphorus*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp103.html>
- Cal/EPA (2000). *Acute reference exposure levels (RELs)*. http://www.oehha.org/air/acute_rels/allAcRELS.html
- HSDB (2008). *Phosphorus*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- Institute of Medicine. 1997. *Dietary Reference Intakes for Calcium, Phosphorus, Magnesium, Vitamin D, and Fluoride*. Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/5776.html>
- U.S. EPA (2008) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *White phosphorus* (dernière révision : 2008). <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0460.htm>

20. Plomb

| Doses/concentrations de référence | | | |
|--|------------------------------|----------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| $3,6 \times 10^{-3}$ (OMS 2000) ^a | 0,5 (OMS 2000) | $1,4 \times 10^{-4}$ | -- |

| 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 | |
| $8,5 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA 2005) ^a | $1,2 \times 10^{-5}$ (Cal/EPA 2005) ^a | $4,2 \times 10^{-2}$ (Cal/EPA 2005) ^a | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1993) ^a : probablement cancérogène (groupe B2) selon IARC (2004) : probablement cancérogène (groupe 2A) selon Santé Canada (1992): possiblement cancérogène (groupe IIIB) | | | |

-- : 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 (2008).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë. Cette valeur est équivalente à la concentration de référence pour une exposition chronique.

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence par ingestion ($3,6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) recommandée par l'OMS (WHO-IPCS 2000), le RIVM (Baars *et al.* 2001) et Santé Canada (1992) a été retenue. Aucune dose de référence par ingestion n'a été proposée par U.S. EPA (2008) et ATSDR (2005).

Cette valeur est issue de deux études (Ziegler *et al.* 1978, Ryu *et al.* 1983 cités par Santé Canada) indiquant que chez l'enfant, une dose journalière moyenne de $3\text{-}4 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ ne conduisait pas à l'augmentation de la plombémie, alors qu'une augmentation était observée à partir de $5 \mu\text{g}/\text{kg.j}$. La plombémie correspondant à une dose d'exposition de $3,6 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ est en deçà de la plombémie ayant été associée à l'observation d'effets sur le développement cognitif. Des effets auraient été notés à des plombémies inférieures à $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ (Santé Canada 1992) mais même s'il existe une évidence d'action nocive du plomb sous cette valeur, les limites de précision des mesures analytiques et psychométriques ainsi que l'incertitude rattachée aux facteurs confondants des études épidémiologiques rendent difficile l'établissement d'un seuil ou une absence d'effets (OECD 1993). Les *Centers for Disease Control* (CDC 2003) et la plupart des organismes de santé reconnus recommandent qu'une plombémie de $10 \mu\text{g}/\text{dL}$ ne soit pas dépassée. Selon la monographie de l'OECD (1993), la plombémie moyenne au Canada chez les enfants était de $6 \mu\text{g}/\text{dL}$ en 1988. La dose de référence étant basée sur des études menées chez l'humain au sein de la population générale, aucun facteur d'incertitude n'est requis.

Le niveau de confiance de la dose de référence par voie orale est considéré comme élevé car elle est basée sur des études menées chez les enfants (population la plus sensible) et réfère à l'absence d'augmentation de la plombémie et non à l'observation d'effets.

Inhalation

Aucune concentration de référence pour le plomb n'a été proposée par U.S. EPA (2008), Cal/EPA (2005), ATSDR (2005), Santé Canada (1996) et le RIVM (Baars *et al.* 2001), mais l'OMS (2000) recommande une concentration maximale de plomb dans l'air de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Selon l'OMS, le respect de cette concentration permet de s'assurer que 98% de la population (enfants inclus) n'ait pas une plombémie supérieure à $10 \mu\text{g}/\text{dL}$. Cette recommandation est basée sur l'hypothèse que la limite supérieure de la plombémie due à une origine non anthropique est de $3 \mu\text{g}/\text{dL}$. Cette concentration équivaut à une dose de $1,4 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le plomb inorganique est classé comme cancérigène probable (U.S. EPA 2008, IARC 2004) ou possible (Santé Canada 1992) chez l'humain. Une augmentation significative de l'incidence de tumeurs rénales a été mise en évidence dans plus de dix études chez différentes souches de rat et chez la souris, après exposition par voie orale ou sous-cutanée. Seule Cal/EPA (2005) propose un coefficient de cancérigénicité par ingestion et inhalation.

Voie orale

Le coefficient de cancérigénicité par voie orale retenu ($8,5 \times 10^{-3} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) est celui proposé par Cal/EPA (2005).

Cette valeur est basée sur une étude de cancérogénèse menée chez des rats exposés via leur alimentation (nourriture enrichie par de l'acétate de plomb, à raison de 0, 10, 50, 100, 500, 1 000 et 2 000 ppm durant deux ans) (Azar *et al.* 1973 cités par Cal/EPA). Des tumeurs rénales ont été observées de façon dose-dépendante chez les mâles exposés aux trois plus fortes concentrations (5/50, 10/20, 16/20) et chez les femelles exposées à 2 000 ppm (7/20) (incidence de 0/20 dans les groupes témoins). Aucune tumeur rénale n'a été observée aux concentrations comprises entre 0 et 100 ppm. Le coefficient de cancérigénicité correspond à la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la relation dose-réponse selon une procédure multiétape linéarisée.

Inhalation

Le coefficient de cancérigénicité par inhalation retenu ($4,2 \times 10^{-2} (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$), soit un risque unitaire de $1,2 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ est celui proposé par Cal/EPA (2005).

Cette valeur a été extrapolée à partir du coefficient de cancérigénicité par voie orale en considérant un taux d'absorption de 50% par inhalation et de 10% par ingestion. Bien qu'un taux d'absorption par voie orale de 50% ait été documenté chez l'enfant, la valeur de 10% est adéquate pour une estimation sur la vie entière car elle correspond au taux d'absorption observé chez l'adulte. Une dose externe de $1 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ par voie orale correspond donc à une dose externe par inhalation de $0,2 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ (soit une concentration de $700 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'air pour un poids corporel de 70 kg et un taux d'inhalation de $20 \text{ m}^3/\text{jour}$).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2005). *Lead. Draft for Public Comments* (September 2005). <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.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 (2005). *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

- CDC (Centers for Disease Control and Prevention) (2003). *Second national report on human exposure to environmental chemicals*. Department of Health and Human Services. <http://www.cdc.gov/exposurereport/2nd/pdf/secondner.pdf>
- HSDB (2008). *Lead*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (2004). *Inorganic and organic lead compounds*. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 87.
- OECD (1993). *Lead background and national experience with reducing risk*. Risk reduction monograph N° 1. <http://www.oecd.org/dataoecd/23/50/1955919.pdf>
- Santé Canada (1992). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - plomb, documentation à l'appui*. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/pdf/ep/plomb.pdf>
- Santé Canada (1996). *Concentrations/doses journalières admissibles et concentrations/doses tumorigènes des substances d'intérêt prioritaire calculées en fonction de critères sanitaires*. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/H46-2-96-194F.pdf>
- U.S. EPA (2008) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *Lead and compounds (inorganic)* (dernière révision : 2004). <http://www.epa.gov/iris/subst/0277.htm>
- WHO (2000). *Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. Part II. Evaluation of risk to human health, Chap. 6.7 Lead*. WHO regional publications, European series, N° 91. http://www.euro.who.int/document/aig/6_7lead.pdf
- WHO-IPCS (2000). *Lead*. World Health Organisation Food Additives Series : 44. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>

21. Sélénium

| Doses/concentration de référence | | | |
|---|--------------------------------|--------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 5×10^{-3} (IRIS 1991) ^a | 20 (Cal/EPA 2001) ^a | 5×10^{-3} | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1993) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (1998) ^a : non classable (groupe 3) | | | |

-- : 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 (2008).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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 (voir section 4.2.1 du rapport).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Le sélénium est un élément essentiel. Cependant, l'exposition à de fortes concentrations de sélénium entraîne une intoxication qui se traduit entre autres par une haleine aliacée, le goût métallique dans la bouche, les modifications des phanères (ongles cassants, striés ou mous), chute des ongles et perte des cheveux, lésions cutanées et anomalie du système nerveux central (acroparesthésie⁵ et douleur aux extrémités).

Voie orale

La dose de référence retenue ($5 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (2008) et Cal/EPA (2005a).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique effectuée chez des individus exposés à des concentrations environnementales faibles, modérées ou élevées de sélénium provenant du sol ou de l'apport alimentaire (Yang *et al.* 1989 cités par U.S. EPA). Une NOAEL de $0,015 \text{ mg}/\text{kg.j}$ ($0,853 \text{ mg}/\text{j}$ pour un individu de 55 kg) et une LOAEL de $0,023 \text{ mg}/\text{kg.j}$ ont été obtenues en raison d'une sélérose. Un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle) a été appliqué.

Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est élevé étant donné que le niveau de confiance de l'étude est modéré et que celui de la base de données est élevé. En effet, même si l'étude a été réalisée chez une population considérable d'individus parmi laquelle il y avait des sous-

⁵ Engourdissements des doigts et de la main

groupe à risques, il existe plusieurs possibilités d'interactions qui n'ont pas encore été élucidées. Le niveau de confiance de la base de données est élevé étant donné que plusieurs études animales et épidémiologiques supportent l'étude principale.

ATSDR (2003) propose une MRL de 5×10^{-3} mg/kg.j pour une exposition chronique, soit la même valeur que celle proposée par U.S. EPA. Cette valeur est également basée sur de Yang *et al.* (1994). En effet, 5 individus convalescents, suite à une sélérose, furent choisis car exposés à de fortes concentrations de sélénium. Des effets dermatologiques (perte des cheveux et des ongles) ont été identifiés comme étant les effets critiques. Les LOAEL et NOAEL ainsi que le facteur d'incertitude sont les mêmes que ceux utilisés par l'U.S. EPA.

Quant à Santé Canada, aucune dose journalière admissible n'est proposée.

Inhalation

La concentration de référence retenue ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle proposée par Cal/EPA (2005a).

Cette valeur est basée sur la même étude que celle utilisée pour dériver la dose de référence pour la voie orale (Yang *et al.* 1989). Cette concentration de référence correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale (5×10^{-3} mg/kg.j) pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de $20 \text{m}^3/\text{j}$. Cal/EPA indique que l'absorption par le tractus gastro-intestinal est d'environ 60% (intervalle de 40 à 100%) alors que celui par inhalation semble être inférieur (30% d'après une étude). Toutefois, pour l'évaluation de la concentration de référence, Cal/EPA a considéré que le taux d'absorption par les deux voies était similaire.

ATSDR (2003) et Santé Canada (1996) ne proposent aucune valeur.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le sélénium n'est pas classé comme cancérigène pour l'humain par U.S. EPA (2008) et IARC (1987). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par U.S. EPA (2008), Cal/EPA (2005b), Santé Canada (1996) ou le RIVM (Baars *et al.* 2001).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2003). *Toxicological Profile for Selenium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.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*. 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 (2008). *Selenium*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1987). *Selenium and selenium compounds*. IARC Monographs vol. 9, Supplement 7. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol09/selenium.html>
- 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). Selenium and compounds (dernière mise à jour : 1991)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/iris/subst/0472.htm>

22. Sodium

L'exposition au sodium provient essentiellement de l'alimentation (le sel de cuisine est du chlorure de sodium). L'apport de sodium jugé adéquat pour les adultes n'ayant pas une activité physique intense est de 1,5 g/jour (environ 20 mg/kg.j). Il existe une relation dose-réponse très claire entre l'apport de sodium et la pression sanguine (la pression augmente avec la consommation de sodium, et ce sans seuil apparent). L'apport maximal tolérable de sodium a été fixé à 2,3 g/jour sur la base de l'augmentation de la pression sanguine (Panel on Dietary Reference Intakes for Electrolytes and Water and Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes 2004).

L'estimateur de risques utilisé dans la présente étude est donc de 33 mg/kg.j.

Aucune valeur n'a été recensée pour l'inhalation.

RÉFÉRENCES

Panel on Dietary Reference Intakes for Electrolytes and Water, and Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, 2004. *Dietary Reference Intakes for Water, Potassium, Sodium, Chloride, and Sulfate*. Institute of Medicine, Food and Nutrition Board. The National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/10925.html>

23. Strontium

| Doses/concentrations de référence | | | |
|-----------------------------------|------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 0,6 (IRIS 1996) ^a | 2 100 ^b | 0,6 ^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 | |
| | | | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA, CIRC et Santé Canada: non évalué

-- : 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 (2008).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA. Aucune norme en milieu de travail n'a été développée (HSDB 2008).

DOSES DE RÉFÉRENCE

Voie orale

La dose de référence retenue (0,6 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2008).

Cette valeur est basée sur les résultats de trois études (durée aiguë, sous-chronique et chronique) réalisées chez le rat (Storey 1961, Marie et al. 1985 et Skoryna 1981, cités par U.S. EPA). Les NOAEL obtenues étaient de 190 et 375 mg/kg/jour pour des rats jeunes et adultes, respectivement, exposés durant 20 jours, 525 mg/kg/j pour des rats exposés durant 9 semaines et 263 mg/kg/jour pour des rats adultes exposés durant trois ans. Les os étaient l'organe cible dans toutes les études. Les LOAEL (20 jours et 9 semaines) étaient comprises entre 380 et 750 mg/kg/jour. Aucun effet significatif n'a été observé dans l'étude chronique. Un facteur d'incertitude de 300 (10 pour extrapolation inter-espèces, 3 pour variabilité interindividuelle et 10 pour le manque de données concernant la toxicité sur le développement et la reproduction) a été appliqué. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA à cette dose de référence est moyen.

Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par les organismes de santé. Par défaut, une valeur provisoire a été dérivée de la dose de référence par la voie orale pour les fins de la présente étude. Cette concentration de référence provisoire (2 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale (0,6 mg/kg.j) pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de 20 m³/j, en se basant sur l'hypothèse que le taux d'absorption par les deux voies est similaire.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le potentiel cancérigène du strontium et de ses composés n'a pas été évalué par les organismes de santé. Aucun estimateur de risque n'est disponible.

RÉFÉRENCES

- HSDB (2008). *Strontium*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Strontium (dernière mise à jour : 1996⁶)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0550.htm>

⁶ De nouvelles études pertinentes concernant l'établissement de la RfD ont été mises en évidence lors d'une revue de littérature réalisée en 2001.

24. Thallium

| 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) | |
| 7×10^{-5} (IRIS 1990) ^a | 0,245 ^b | 7×10^{-5} ^b | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène chez l'humain par U.S. EPA (IRIS 1990) : non classable (gr. D) CCME (1999) : inclassable | | | |

-- : 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 (2008).

^b : Valeur provisoire dérivée, par défaut, de la dose de référence par voie orale.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA (2000), ATSDR (1992), AIHA (2007) ne proposent aucune valeur.

L'ACGIH et le NIOSH ont établi une TLV-TWA (8 h et 10 h, respectivement) de 0,1 mg/m³ pour le thallium.

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La concentration de référence (7×10^{-5} mg/kg/jour) retenue correspond à celle proposée par U.S. EPA (2008) pour les sels de thallium.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sous-chronique par voie orale réalisée sur des rats (U.S. EPA 1986, citée par U.S. EPA). Des rats Sprague-Dawley (20 /sexe/groupe) ont été exposés à du sulfate de thallium par gavage durant 90 jours à des doses de 0, 0,01, 0,05 ou 0,25 mg TISO₄/kg/jour (soit des doses de thallium égales à 0, 0,008, 0,04, ou 0,20 mg TI/kg/jour). Les données générées comprennent le suivi du poids corporel et le poids des organes à l'autopsie, la mesure des paramètres hématologiques et biochimiques, un examen neurologique, ophtalmologique et histologique exhaustif des différents organes. Les résultats n'ont montré aucune différence significative entre les groupes exposés et témoin pour le poids corporel et la consommation de nourriture. Des changements modérés dans les paramètres biochimiques sanguins (SGOT, LDH, niveau de sodium ainsi qu'une diminution de la glycémie) ont été notés. Le seul changement identifié à l'autopsie était une alopecie chez la femelle. Cependant, la microscopie n'a révélé aucune pathologie. La dose la plus élevée (0,25 mg TISO₄/kg/jour) a été considérée comme une NOAEL. Un facteur d'incertitude de 3 000 a été appliqué (10 pour l'extrapolation sous-chronique à chronique, 10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données sur la reproduction et sur la toxicité chronique). Pour les fins de la présente étude, la dose de référence ainsi obtenue pour le sulfate de thallium (9×10^{-5} mg/kg/jour) a été convertie en une RfD de 7×10^{-5} mg/kg/jour pour le thallium.

Le niveau de confiance de la RfD est considéré comme faible par U.S. EPA du fait de l'incertitude entourant les résultats de l'étude, de l'observation d'effets néfastes à des doses légèrement plus élevées que la NOAEL, et du fait du peu d'études disponibles.

La RfD (7×10^{-5} mg TI/kg/jour) a été retenue au Canada pour la dérivation des critères de qualité des sols basés sur la protection de la santé humaine (CCME 1999). Il importe de noter que cette valeur de référence est plus faible que la dose d'exposition bruit de fond des Canadiens (comprise entre 0,08 et 0,21 µg/kg/jour) rapportée par le CCME.

Aucune valeur de référence n'a été proposée par ATSDR (1992), RIVM (Baars *et al.* 2001), IPCS ou Santé Canada (2004).

Inhalation

Aucune concentration de référence n'étant proposée par U.S. EPA (2008), ATSDR (2008), Cal/EPA (2005) ou Santé Canada (2004), une concentration de référence provisoire a été dérivée de la dose de référence par voie orale.

Cette extrapolation est basée sur l'hypothèse que la toxicité du thallium est systémique. Le thallium est rapidement absorbé par le système gastro-intestinal et le système respiratoire (IPCS 1996), il a été considéré que les taux d'absorption par les voies gastro-intestinale et pulmonaire étant semblables. La dose de référence par inhalation serait donc égale à la dose par voie orale, soit 7×10^{-5} mg/kg.j (ce qui correspond à une concentration de référence provisoire de 0,245 µg/m³).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Les sels de thallium (sulfate, nitrate, sélénite, chlorure et carbonate) et l'oxyde thallique sont considérés comme non classables en regard de leur potentiel cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (2008) et CCME (1999). Aucune valeur de coefficient de cancérigénicité n'est disponible.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Thallium*. July 1992. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.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.org/air/chronic_rels/AllChrels.html
- HSDB (2008). *Thallium*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IPCS (1996). *Thallium*. Environmental health Criteria 182. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc182.htm>
- U.S. EPA (2008). *Integrated Risk Information system (IRIS). Thallium sulfate (dernière mise à jour : 1990⁷)*. U.S. Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0116.htm>

⁷ Aucune nouvelle étude pertinente n'a été recensée en 2002 concernant la toxicité par voie orale ou la cancérigénicité

25. Titane

| Doses/concentrations de référence | | | |
|-----------------------------------|------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 3,0 (NSF 2005) ^a | 10 500 ^b | 3,0 ^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 | |
| | | | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain : non disponible | | | |

-- : 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 (2008).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA. Aucune norme en milieu de travail n'a été développée (HSDB 2008).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence par ingestion (3 mg/kg/jour) recommandée par NSF International (2005) a été retenue. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude réalisée chez des rats et des souris exposés à du dioxyde de titane via leur alimentation (0, 25 000 ou 50 000 ppm) durant deux ans (NCI 1978 cités par NSF). Les doses de titane ont été estimées chez le rat à 0, 1 340 et 2 680 mg/kg/jour pour les deux sexes. Aucun effet néfaste n'a été observé (NOAEL=2 680 mg/kg/jour). La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000 (10 pour l'extrapolation interspèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 10 pour le manque de données concernant la toxicité sur le développement et la reproduction).

Aucune dose de référence n'a été proposée par d'autres organisations de santé.

Inhalation

Aucune concentration de référence n'a été proposée par les organismes de santé. Par défaut, une valeur provisoire a été dérivée de la dose de référence par la voie orale pour les fins de la présente étude. Cette concentration de référence (10 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale (3 mg/kg.j) pour un poids corporel de 70 kg et d'un taux d'inhalation de 20 m³/j, en se basant sur l'hypothèse que le taux d'absorption par les deux voies est similaire.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNITÉ

Le potentiel cancérogène du titane n'a pas été évalué par les organisations de santé.

RÉFÉRENCES

- NSF International (2005) *Titanium and titanium dioxide*. CAS # 7440-32-6 and 13463-67-7^e Oral risk assessment document. June 2005. Résumé accessible via Toxnet.
- HSDB (2008). *Titane*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>

26. Uranium naturel

| Doses/concentrations de référence | | | |
|--|------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 6×10^{-4} (Santé Canada 2001) ^a | 2,1 | 6×10^{-4} ^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 | |
| | | | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989) ^a : non évalué selon IARC : non évalué selon Santé Canada (1999): groupe V (données inadéquates) | | | |

-- : 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 (2008).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,2 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH pour l'uranium naturel (HSDB 2008).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique ($2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë. Cette valeur est semblable à la TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100 ($2 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence par ingestion ($6 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$) recommandée par Santé Canada (2001, 2004) a été retenue.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude sous-chronique dans laquelle des rats ont été exposés à de l'uranium naturel (sous forme d'hexahydrate de nitrate d'uranyle, de 0 à 600 mg/L) via l'eau de boisson (Gilman et al. 1998 cités par Santé Canada 1999). Des lésions dégénératives du rein (tubule contourné proximal) ont été observées chez les mâles exposés à 0,06 mg d'uranium. Cette LOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour extrapolation inter-espèces et 10 pour variabilité interindividuelle).

La dose de référence proposée par U.S. EPA (2008) est plus élevée ($3 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$). Cette valeur a été établie en 1989. Elle est basée sur une LOAEL de $2,8 \text{ mg}/\text{kg}/\text{jour}$ (poids corporel et rein) obtenue chez des lapins exposés durant 30 jours par voie orale. Cette valeur avait été divisée par un facteur d'incertitude de 1 000. Lors d'une revue de littérature réalisée en 2002, U.S. EPA a identifié de nouvelles études pertinentes. Une révision de cette RfD est donc prévue.

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR ou RIVM (Baars *et al.* 2001).

Inhalation

Aucune concentration de référence ou valeur équivalente n'a pu être trouvée dans la littérature pour l'inhalation. Pour les fins de la présente étude, une approche conservatrice a été retenue : une concentration de référence provisoire a été dérivée 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 µg/m³.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène de l'uranium n'a pas été évalué par les organismes de santé.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.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). http://www.oehha.ca.gov/air/acute_rels/allAcRELS.html
- HSDB (2008). *Uranium*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- Santé Canada (2001). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Uranium*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium/index-fra.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*. Services d'évaluation de la santé environnementale, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Report. pp. 5. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index_f.html.
- U.S. EPA (2008) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Uranium (dernière révision : 2008). <http://www.epa.gov/NCEA/iris/subst/0421.htm>

27. Vanadium

| Doses/concentration de référence | | | |
|----------------------------------|------------------------------|---------------------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 3×10^{-4} ^a | 1,0 ^b | 3×10^{-4} ^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 | |
| -- | -- | | -- |
| Classification du potentiel cancérogène selon l'U.S. EPA (IRIS 1988) : -- | | | |
| Classification du potentiel cancérogène selon l'IARC (2004) : -- | | | |

-- : non disponible

^a Valeur provisoire dérivée de la MRL sous-chronique développée par ATSDR (1992).

^b Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir de la dose de référence provisoire par voie orale

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

La concentration de référence ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par ATSDR (1992) a été retenue pour estimer les risques liés à une exposition de courte durée au vanadium.

Cette valeur est basée sur une étude menée chez l'humain (Zenz et Berg. 1976 cités par ATSDR). Suite à l'exposition de deux volontaires à $0,06 \text{ mg}/\text{m}^3$ durant 8 heures, de la toux et une formation de mucus s'étaient développés dans les 7-24 h. la fonction pulmonaire était restée normale. Après correction pour une exposition continue, cette NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une NOAEL).

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA ou AIHA.

Une TLV-TWA (8 heures) de $0,05 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été proposée par ACGIH (HSDB 2008).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

La dose de référence provisoire retenue pour le vanadium ($3 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est dérivée de la valeur proposée par ATSDR (1992) pour une durée d'exposition sous-chronique.

ATSDR (1992) propose un MRL_{sc} pour la voie orale de $3 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour une exposition de durée sous-chronique. Cette valeur est basée sur une étude effectuée chez des rats exposés durant trois (3) mois à des concentrations de 0, 5, 10 ou $50 \text{ mg}/\text{L}$ de métavanadate de sodium dans l'eau de consommation (Domingo *et al.* 1985). Des modifications histologiques au niveau des reins, des poumons et de la rate ont été notées avec une augmentation de l'intensité en fonction de la dose. Une NOAEC de $5 \text{ mg}/\text{L}$ a été déterminée (vanadium non détecté dans les organes à cette concentration). La NOAEL conduit à une dose de $0,3 \text{ mg Va}/\text{kg}/\text{j}$ ($5 \text{ mg}/\text{L} \times 0,14 \text{ L}/\text{kg}/\text{j} \times 41\%$ de vanadium dans le métavanadate de sodium). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour la variabilité inter-espèces et 10 pour la variabilité interindividuelle) pour la détermination d'une dose de référence pour une durée d'exposition sous-chronique (MRL_{sc}).

En l'absence d'étude chronique adéquate, une dose de référence provisoire pour une durée d'exposition chronique a été dérivée de cette MRL_{sc} en appliquant un facteur d'incertitude supplémentaire de 10, ce qui conduit à une dose de référence provisoire de 3×10^{-4} mg/kg.j.

U.S. EPA (2008) propose une dose de référence de 9×10^{-3} mg/kg.j pour le pentoxyde de vanadium (utilisé en céramique et comme catalyseur chimique). Cette valeur n'a pas été retenue car elle est moins sévère que la MRL_{sc} décrite ci-dessus. Santé Canada ne propose aucune dose de référence.

Inhalation

IRIS, Cal/EPA, ATSDR et Santé Canada ne proposent aucune concentration de référence.

En l'absence de dose de référence pour l'inhalation, une concentration de référence provisoire ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence provisoire par voie orale. Par défaut, il a été considéré que le taux d'absorption par voie orale et par inhalation était semblable. Le niveau de confiance accordé à cette valeur est très faible.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du vanadium n'a pas été évalué par IRIS, l'IARC ou Santé Canada, et aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par ces organismes ou par Cal/EPA.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2008). *Current AIHA ERPGs*. American Industrial Hygiene Association. <http://www.aiha.org/1documents/Committees/ERP-erpglevels.pdf>
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Vanadium*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.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
- HSDB (2008). *Vanadium*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IRIS (2004). *Vanadium pentoxide* (dernière révision : 2002). <http://www.epa.gov/iris/subst/0125.htm>

28. Yttrium

| Doses/concentrations de référence | | | |
|-----------------------------------|------------------------------|-----------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| -- | -- | -- | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |

Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA, CIRC ou Santé Canada : non évalué

-- : non disponible

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA.

Le NIOSH a établi une TLV-TWA (10 h) de $1 \text{ mg}/\text{m}^3$ pour les composés de l'yttrium (HSDB 2008).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue (TLV-TWA divisé par un facteur de sécurité de 100).

DOSES DE RÉFÉRENCE

Aucune valeur de référence pour des effets à moyen ou long terme n'a été proposée par les organismes de santé.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérogène de l'yttrium et de ses composés n'a pas été évalué par les organismes de santé. Aucun estimateur de risque n'est disponible.

RÉFÉRENCES

- HSDB (2008). Yttrium. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>

29. Zinc

| Doses/concentration de référence | | | |
|----------------------------------|------------------------------|------------------|-----------------------------|
| Voie orale (mg/kg.j) | Inhalation | | Contact cutané (mg/kg.j) |
| | ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | (mg/kg.j) | |
| 0,3 (IRIS 2005) ^{a,b} | 1 050 ^b | 0,3 ^c | -- |

| 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 | |
| -- | -- | -- | -- |
| Classification du potentiel cancérogène pour l'humain selon U.S. EPA (2008) : données inadéquates selon IARC (2005) : -- | | | |

-- : 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 (2008)

^b Dose applicable aux adultes. Pour les enfants, une dose de référence de 0,6 mg/kg.j est suggérée.

^c Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Aucune valeur n'a été proposée par Cal/EPA, ATSDR ou AIHA. Aucune norme en milieu de travail n'a été développée (HSDB 2008).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

Le zinc est un élément essentiel dont l'apport quotidien recommandé par l'OMS (IPCS-WHO 2001) et un panel de nutritionnistes (Panel of micronutrients *et al.* 2002) est comprise entre 0,13 et 0,3 mg/kg.j, avec un apport recommandé pour les enfants (0,2-0,3 mg/kg.j) environ deux fois plus élevé que pour les adultes (0,13-0,16 mg/kg.j). Selon ATSDR (2003), l'apport quotidien moyen de zinc via l'alimentation serait de l'ordre de 5 à 16 mg par personne. L'apport moyen pour la population américaine (adultes) a été estimé à 0,21 mg/kg.j (U.S. EPA 2008).

La dose de référence retenue pour le zinc (0,3 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (2008) et ATSDR (2006). Cette valeur est issue des résultats de quatre études menées chez des adultes des deux sexes exposés à des suppléments de zinc (Yadrick *et al.* 1989, Fisher *et al.* 1984, Davis *et al.* 2000 et Milne *et al.* 2001 cités par U.S. EPA). L'effet retenu était une diminution de l'activité superoxyde dismutase érythrocytaire Cu-Zn (ESOD). La moyenne (0,91 mg/kg.j) des LOAEL obtenues (comprises entre 0,81 et 0,99 mg/kg.j) a été utilisée pour dériver la dose de référence, après application d'un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle). Ces LOAEL tiennent compte de l'apport alimentaire de zinc (exposition bruit de fond).

Des valeurs d'apport maximal tolérable (AMT) ont été déterminées par d'autres organismes à partir de l'étude de Yadrick : 0,3 mg/kg.j (ATSDR 2006), 0,3-0,5 mg/kg.j (Cantilli *et al.* 1994), 0,5 mg/kg.j (Baars *et al.* 2001) et 0,6 mg/kg.j pour le Panel of micronutrients (2002). Ces valeurs diffèrent uniquement du fait des facteurs d'incertitude utilisés (le plus faible (1,5) utilisé par le Panel of micronutrients (2002) a été justifié par le fait que la diminution de la charge de cuivre (« reduced copper status ») est rare chez

l'humain⁸). La toxicité du zinc n'a pas été évaluée de façon quantitative par Santé Canada (LCPE ; recommandations pour l'eau potable).

Pour les adultes, la dose de référence retenue est plus élevée que l'apport quotidien recommandé (0,13-0,16 mg/kg.j) et que l'apport quotidien moyen (estimé à 0,21 mg/kg.j par U.S. EPA 2008). Le respect de cette valeur ne risque donc pas d'entraîner de carences.

Toutefois, pour les enfants, l'apport quotidien recommandé et/ou l'apport quotidien moyen (0,2-0,3 mg/kg.j selon Panel of micronutrients *et al.* 2002) est semblable à la dose de référence déterminée chez les adultes (0,3 mg/kg.j). Advenant le dépassement de celle-ci, il conviendrait donc de tenir compte du fait que les enfants seraient moins sensibles au zinc que les adultes. En effet, le Panel of micronutrients a dérivé un AMT de 0,6 mg/kg.j pour les bébés et les jeunes enfants. Cette valeur est issue de l'étude de Walvarens et Hambidge (1976 tels que cités) dans laquelle 68 bébés ont été nourris avec du lait de formule contenant 1,8 mg/L de zinc (contrôles) ou 5,8 mg/L de zinc (exposés) pendant 6 mois. Aucun effet n'a été observé sur la teneur sérique de cuivre, la cholestérolémie ou d'autres marqueurs. La NOAEL était de 4 mg/j et un facteur d'incertitude de 1 a été retenu en raison de la durée suffisante de l'étude et du nombre élevé d'enfants. Comme aucun effet sur la santé n'a été documenté pour les enfants plus âgés, l'AMT pour les enfants plus âgés a été dérivée de cette même valeur.

D'autre part, il apparaît que les bébés nourris avec du lait de formule en vente au Canada (7,6 mg Zn/L selon Mitchell (1994) et 6,8 mg Zn/L selon les indications présentées derrière les boîtes de lait de formule actuellement disponibles en magasin) sont exposés à des doses supérieures à celle utilisée pour la détermination de l'AMT chez les enfants par le Panel of micronutrients (2002). Par conséquent, l'exposition bruit de fond actuelle des bébés (0-6 mois) nourris avec du lait de formule en vente au Canada est supérieure à l'AMT (0,6 mg/kg.j).

Par conséquent, pour les enfants, l'estimation d'une dose d'exposition totale de l'ordre de 0,6 mg/kg.j ne devrait pas être interprétée comme une situation à risque. A titre indicatif, la dose de référence proposée par Santé Canada dans un document préliminaire est de 0,5 mg/kg/jour pour les enfants et 0,6 mg/kg/jour pour les adultes (Health Canada 2008)

Inhalation

Aucune concentration de référence n'est suggérée par U.S. EPA (2008), ATSDR, Cal/EPA, Santé Canada ou le RIVM.

Par défaut, une concentration de référence provisoire (1 050 µg/m³) a été dérivée de la dose de référence par ingestion en considérant que le taux d'absorption par ingestion et inhalation est le même (selon ATSDR 2003, le taux d'absorption est de l'ordre de 20-30% par ingestion et 5-20% par inhalation).

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Selon U.S. EPA (2008), les données disponibles sont inadéquates pour classer le zinc en regard de son potentiel cancérigène pour l'humain. Le potentiel cancérigène du zinc n'a pas été évalué par l'IARC. Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est donc proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2006). *Toxicological Profile for Zinc*. U.S. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.pdf>

⁸ Le zinc est un antagoniste du cuivre et une dose trop élevée de zinc pourrait conduire à une déficience en cuivre

- 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>
- Cantilli R., Abernathy, C.O. et Donohue, J.M. (1994). *Derivation of the Reference Dose for Zinc*. In : Risk Assessment of Essential Elements, Mertz, W., Abernathy, C.O. & Olin, S.S. (Eds.), ILSI Press, Washington D.C.
- Health Canada (2008). Communication personnelle de Mme Darcy Longpré.
- HSDB (2008). *Zinc*. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IPCS-WHO (2001). *Zinc* (Environmental Health Criteria 221). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc221.htm#1.10.1>
- Mertz, W., C. O. Abernathy, *et al.*, Eds. (1994). *Risk Assessment of Essential Elements*. Washington, D.C., ILSI Press.
- Mitchell, M.F. (1994). *Multimedia exposure assessment for zinc*, 161 pages (rapport soumis à Santé Canada).
- Panel of micronutrients, Subcommittee on upper reference levels of nutrients and of interpretation and uses of dietary reference intakes, and Standing committee on the scientific evaluation of Dietary Reference Intakes (2002). *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 (Ed.), National Academy press, Washington, D.C. ISBN 0-309-07279-4. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html>
- U.S. EPA (2008) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *Zinc and compounds* (dernière révision : 2005). <http://www.epa.gov/iris/subst/0426.htm>

ANNEXE B

DESCRIPTION DES MODÈLES DE TRANSFERT MULTIMÉDIA

DESCRIPTION DES MODÈLES UTILISÉS POUR L'ESTIMATION DES TRANSFERTS MULTIMÉDIAS AUX FINS DE L'ÉVALUATION DES RISQUES À LA SANTÉ HUMAINE

MODÉLISATION DU PARTAGE GAZ/PARTICULES DES CONTAMINANTS DANS L'AIR

La concentration totale d'un contaminant dans l'air, incluant la phase gazeuse et la phase particulaire peut être établie selon:

$$C_{air} = C_{air_g} + C_{air_p}$$

où

- C_{air} : concentration totale du contaminant dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- C_{air_g} : concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
- C_{air_p} : concentration du contaminant dans l'air sous forme adsorbée aux particules ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

La fraction du contaminant dans l'air adsorbé aux particules peut être estimée à l'aide de l'équation suivante:

$$f_{ads} = \frac{c \times S_T}{p^{\circ}_L + (c \times S_T)}$$

où

- f_{ads} : fraction du contaminant dans l'air adsorbé aux particules;
- c : variable tenant compte du poids moléculaire du sorbant (particules), de la concentration correspondant à une couche unique de contaminant à la surface des particules, de la différence entre la chaleur de désorption et la chaleur de vaporisation à partir de la phase liquide (atmosphère.cm); dans les faits, une valeur constante de $1,7 \times 10^{-4}$ atm.cm peut être utilisée;
- S_T : surface des particules (cm^2/cm^3);
- p°_L : pression de vapeur du contaminant en phase liquide (atmosphères).

Des valeurs de PV et de $P_{t_{fus}}$ sont disponibles dans la littérature pour diverses substances. L'équation précédente peut être réécrite comme suit pour établir p°_L :

$$p^{\circ}_L = \frac{PV}{e^{-6,79 [((P_{t_{fus}} + 273) / T) - 1]}}$$

Tel que recommandé par MEF (1996), le terme S_T prend les valeurs suivantes:

| Scénario d'occupation du sol | S_T (cm ² /cm ³) |
|------------------------------|---|
| Résidentiel | $1,1 \times 10^{-5}$ |
| Résidentiel et agricole | $1,5 \times 10^{-6}$ |
| Commercial | $3,2 \times 10^{-5}$ |
| Industriel | $5,8 \times 10^{-6}$ |

La variable T désigne la température ambiante de l'air. Les valeurs retenues comme valeur par défaut sont de 20 °C (293 °K) l'été, et de -10 °C (263 °K) l'hiver.

A partir de la solution des équations précédentes, la fraction présente sous forme de gaz peut être obtenue par le complément de la fraction adsorbée (f_{ads}), soit:

$$f_{gaz} = 1 - f_{ads}$$

où

f_{gaz} : fraction du contaminant dans l'air sous forme gazeuse.

MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DE MÉTAUX DANS LES VÉGÉTAUX

Il est possible de modéliser les concentrations dans les végétaux pour une situation donnée, en tenant compte notamment des conditions du sol et des propriétés du contaminant. Les équations présentées ici correspondent essentiellement au modèle TFC (Terrestrial Food Chain) proposé par Hattermer-Frey et Travis (1991). Ce modèle a été développé par le *Office of Risk Analysis* du *Oak Ridge National Laboratory*, afin de permettre d'estimer l'ordre de grandeur de l'exposition humaine aux contaminants émis par une source ponctuelle. Il intègre diverses améliorations par rapport à d'autres modèles élaborés antérieurement, notamment par l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) et par Travis et collaborateurs (1986).

La concentration d'un contaminant dans les végétaux est estimée comme suit:

$$C_v = Pr_v + Pd_v + Pa_v$$

où

C_v : concentration du contaminant dans le végétal v (µg/g; poids sec);

Pr_v : concentration dans le végétal v découlant de l'absorption par les racines (µg/g; poids sec);

Pd_v : concentration dans le végétal v découlant du dépôt atmosphérique (µg/g; poids sec);

Pa_v : concentration dans le végétal v découlant du transfert air-plante (µg/g; poids sec).

Les termes Pr_v , Pd_v et Pa_v sont calculés comme indiqué dans les pages suivantes. Ce modèle ne permet pas de considérer le métabolisme des contaminants par les végétaux, qui a souvent pour effet de réduire, parfois de façon très importante, les concentrations dans les végétaux. C'est pourquoi les concentrations mesurées dans les végétaux sont souvent très inférieures à ce qui serait estimé par les équations qui suivent. Une modification simple de l'équation précédente permet de considérer ce facteur comme suit:

$$C_v = (Pr_v + Pd_v + Pa_v) \times F_{met}$$

où

F_{met} : facteur de correction tenant compte du métabolisme, (spécifique à chaque contaminant; sans unité).

Ce facteur de correction pourrait être estimé, pour chaque contaminant et pour les conditions spécifiques à l'étude, comme suit:

$$F_{met} = 1 - e^{(-k_{met} \times Tp_v)}$$

où

k_{met} : constante du taux de métabolisme par la plante (jour^{-1});

Tp_v : période de croissance (avant récolte) (jours).

Il n'existe toutefois pas de valeurs disponibles de k_{met} pour la très grande majorité des substances. Ces valeurs devraient, en fait, varier non seulement en fonction du contaminant, mais également en fonction de la plante. Bien que certains auteurs aient réalisé des revues exhaustives de l'information disponibles en rapport avec la modélisation des contaminants chez les végétaux (voir notamment Paterson et collaborateurs, 1990), on ne peut retenir l'application d'un facteur tenant compte du métabolisme. Ce facteur a donc été omis. Les concentrations estimées par modélisation doivent toutefois être interprétées en tenant compte de la possibilité d'une surestimation, parfois importante, des concentrations réelles attendues.

- **Absorption par les racines**

L'absorption d'un contaminant par les racines est estimée selon:

$$Pr_v = C_{sol} \times Br_v$$

où

Pr_v : concentration dans le végétal v découlant de l'absorption par les racines ($\mu\text{g/g}$; poids sec);

C_{sol} : concentration dans le sol moyenne pour la zone de racines ($\mu\text{g/g}$; poids sec);

Br_v : facteur de bioconcentration plante/sol (sans unité).

L'épaisseur de la zone de racines devant être considérée pour établir la concentration moyenne dans le sol varie selon la culture pratiquée et selon le type de sol. Une profondeur de 0,3 mètre a été retenue pour caractériser cette zone, pour l'ensemble des cultures. Cette valeur représente une estimation réaliste pour la plupart des cultures et des types de sol, et peut être considérée légèrement conservatrice du fait que la profondeur réelle est souvent plus importante.

Le facteur de bioconcentration (Br_v) peut être une valeur mesurée, ou à défaut, peut être estimé à partir de la relation entre le facteur de bioconcentration sol/plante et le potentiel d'adsorption au sol proposée par Baes et collaborateurs (1984) pour les substances inorganiques :

$$K_d = e^{2,38 - 0,89 \ln Br_v}$$

où

K_d : coefficient d'adsorption du contaminant au sol (sans unité).

Cette équation a été réarrangée comme suit pour pouvoir estimer Br_v :

$$Br_v = e^{\left(\frac{2,38 - \ln K_d}{0,89}\right)}$$

Les facteurs de bioconcentration utilisés sont indiqués à l'annexe F dans les fiches descriptives des métaux.

- **Absorption par suite du dépôt atmosphérique**

Le dépôt atmosphérique direct de contaminant sur les plantes contribue souvent pour une part importante des concentrations retrouvées dans les végétaux. Le dépôt atmosphérique concerne à la fois la phase gazeuse (pour les gaz plus lourds que l'air) et les particules. La concentration dans le végétal découlant du dépôt atmosphérique a été estimée en considérant le contaminant sous forme gazeuse et adsorbé aux particules dans l'air selon:

$$Pd_v = \frac{tDép \times Fl_v}{k_t \times P_v} \times 1 - e^{(-k_t \times T_v)}$$

où

Pd_v : concentration dans le végétal v découlant du dépôt atmosphérique ($\mu\text{g/g}$; poids sec);

$tDép$: taux de dépôt du contaminant ($\mu\text{g/m}^2/\text{an}$);

Fl_v : fraction d'interception pour le végétal v (sans unité);

k_t : coefficient de pertes de surface (années^{-1});

P_v : production de la partie consommée du végétal v (g/m^2 ; poids sec);

T_v : période de croissance avant récolte du végétal v (années).

Le taux de dépôt total du contaminant ($tDép$) est estimé à partir de la vitesse de dépôt et de la concentration dans l'air selon:

$$tDép = vDép \times Cair \times 365$$

où

$vDép$: vitesse de dépôt du contaminant (m/jour);
 $Cair$: concentration du contaminant dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
 365 : nombre de jours/an.

Le calcul du taux de dépôt du contaminant doit considérer à la fois le contaminant sous forme gazeuse et le contaminant adsorbé aux particules. L'équation précédente devient donc, plus précisément:

$$tDép = \left[\left(vDép_g \times Cair_g \right) + \left(vDép_p \times Cair_p \right) \right] \times 365$$

où

$vDép_g$: vitesse de dépôt du contaminant sous forme gazeuse (m/jour);
 $Cair_g$: concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);
 $vDép_p$: vitesse de dépôt du contaminant sous forme particulaire (m/jour);
 $Cair_p$: concentration du contaminant dans l'air sous forme particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

Pour les particules, le terme $vDép_p$ n'est pas spécifique au contaminant, puisque la vitesse de dépôt sera celle des particules, quelle que soit le contaminant qui y est adsorbé. La valeur de ce terme inclut toutefois le dépôt sec et le dépôt humide (durant les précipitations). Elle dépend donc des conditions climatologiques locales, et peut, par conséquent, varier significativement d'une région à une autre.

Schroeder et Lane (1988) indiquent des vitesses de dépôt sec pour les gaz allant de 0,002 cm/seconde à 26 cm/seconde, tandis que pour les particules, les valeurs rapportées vont de 0,001 cm/seconde à 180 cm/seconde. Dans ce dernier cas, il est toutefois important de tenir compte du diamètre des particules, qui influence considérablement la vitesse de dépôt. McMahon et Denison (1979) rapportent, pour des particules de 2 à 5 μm , des vitesses mesurées de dépôt sec sur la végétation allant de 0,01 cm/seconde à 10 cm/seconde.

Le dépôt humide peut constituer une part très importante du dépôt total des contaminants. Schroeder et Lane (1988) indiquent qu'il contribue pour 80 % à 90 % des retombées totales de radioactivité lors des essais nucléaires en haute atmosphère. Le dépôt humide implique le contact des particules ou du gaz avec l'eau condensée dans l'atmosphère (nuages, pluie ou neige) (McKone et Daniels, 1991). L'efficacité du dépôt humide est estimée à partir du coefficient de lessivage (*washout ratio*), qui représente le rapport des concentrations du contaminant dans l'air sur les concentrations dans les précipitations. Les données expérimentales publiées indiquent que le rapport de lessivage est approximativement 2×10^{-5}

pour les contaminants fortement adsorbés aux particules (Schroeder et Lane, 1988). En considérant une précipitation annuelle cumulée de 1 mètre, cela correspond à un taux de dépôt humide de 540 m/jour, soit 0,625 cm/seconde.

Sur la base des indications précédentes, McKone et Daniels (1991) suggèrent, pour le dépôt total (sec et humide), les valeurs moyennes suivantes:

- dépôt des gaz: 600 m/jour;
- dépôt des particules: 500 m/jour.

Les valeurs recommandées par McKone et Daniels (1991) ont été retenues pour caractériser le dépôt atmosphérique des gaz et des particules (valeurs arrondies à 0,7 cm/seconde pour les gaz et 0,6 cm/seconde pour les particules). L'équation précédente peut donc être remplacée par:

$$tD\acute{e}p = \left[(600 \times Cair_g) + (500 \times Cair_p) \right] \times 365$$

où

- $tD\acute{e}p$: taux de dépôt du contaminant ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$);
- $Cair_g$: concentration du contaminant dans l'air sous forme gazeuse ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).
- $Cair_p$: concentration du contaminant dans l'air sous forme particulaire ($\mu\text{g}/\text{m}^3$);

La fraction d'interception FI désigne la proportion du contaminant subissant le dépôt atmosphérique qui est intercepté par les végétaux. Cette fraction dépend donc de la forme de la plante. Aux fins des analyses d'exposition humaine aux contaminants, la fraction d'interception est établie pour les parties consommées de la plante. Dans le cas des légumes dont la partie consommée est la racine ou le tubercule, cette fraction sera donc nulle. Des valeurs de FI proposées par Hattermer-Frey et Travis (1991) sont indiquées au tableau 4 pour diverses classes de végétaux.

Le terme P_v désigne la production de la partie consommée de la plante par unité de surface, au moment de la récolte. Cette variable prend des valeurs diverses selon les pratiques de culture, les sols et les végétaux cultivés. Des valeurs types de P_v ont été proposées par Hattermer-Frey et Travis (1991) pour des classes de végétaux utilisés pour la consommation humaine ou pour l'alimentation du bétail. Ces valeurs sont également indiquées au tableau 1.

Tableau 1. Valeurs de certaines variables requises pour le calcul des concentrations de contaminants organiques dans les végétaux*

| Culture | Fraction d'interception atmosphérique (FI) | | Production par surface (P_v) (kg/m ² ; poids sec) | |
|--------------------|--|------------------|--|------------------|
| | Valeur moyenne | Gamme de valeurs | Valeur moyenne | Gamme de valeurs |
| Légumineuses | 0,008 | 0,005 – 0,01 | 0,100 | 0,080 – 0,130 |
| Légumes à feuilles | 0,16 | 0,08 – 0,38 | 0,180 | 0,090 – 0,350 |
| Fruits | 0,05 | 0,004 – 0,08 | 0,110 | 0,010 – 0,250 |
| Racines/tubercules | 0,00 | --- | 0,340 | 0,090 – 0,440 |
| Pomme de terre | 0,00 | --- | 0,480 | 0,410 – 0,560 |
| Foin | 0,47 | 0,02 – 0,82 | 0,310 | 0,020 – 0,750 |
| Grain | 0,00 | --- | 0,300 | 0,140 – 0,450 |

* Valeurs proposées par Hattermer-Frey et Travis (1991).

Le tableau 2 indique, quant à lui, des valeurs de période de croissance (T_v) pour diverses cultures pratiquées au Québec. Bien que ces données ne soient pas exhaustives, elles ont été utilisées pour caractériser les valeurs retenues par défaut.

Tableau 2. Valeurs moyennes de période de croissance de diverses cultures au Québec*

| Culture | Période de croissance avant récolte (T_v) |
|-------------------|---|
| Brocoli | 40 à 50 |
| Céleri | 40 à 50 |
| Chou | 40 à 50 |
| Chou de Bruxelles | 40 à 50 |
| Chou-fleur | 40 à 50 |
| Échalote | 25 |
| Laitue | 40 |
| Haricot | 60 |
| Asperge | 15 |
| Aubergine | 70 |
| Concombre | 70 à 90 |
| Poivron vert | 70 à 90 |
| Tomate | 70 à 90 |
| Betterave | 150 |
| Carotte | 100 |
| Citrouille | 110 à 120 |
| Culture | Période de croissance avant récolte (T_v) |
| Fève de Lima | 60 |
| Maïs sucré | 120 à 150 |
| Navet | 110 |
| Oignon | 90 |
| Pois | 60 |
| Pomme de terre | 120 à 130 |
| Radis | 21 |
| Foin | 50 à 60 |
| Grain | 100 |

* Ces valeurs sont proposées par Bérubé, comm. pers. (1988).

Les végétaux consommés ont été regroupés en quatre catégories, soit les légumes à feuilles (ex.: laitue, chou), les légumes à fruits (dont la partie consommée est un fruit; ex.: tomates), les légumes dont la partie consommée est une racine ou un tubercule (ex.: carotte, pomme de terre) et les fruits (ex.: pommes, fraises). De plus, le foin et les grains doivent être considérés aux fins d'estimation des concentrations dans la viande bovine ou dans le lait de production locale, dans le cas du scénario d'occupation résidentielle et agricole du territoire. Les valeurs de P_v et de T_v doivent donc être établies pour ces groupes. Pour ce faire, les valeurs retenues ont été estimées à partir des valeurs listées aux tableaux 4 et 5, en considérant que 25 % des légumes à fruits étaient des légumineuses dont le fruit est protégé du contact direct avec l'atmosphère. Pour les 75 % restants, les valeurs associées aux fruits dans le tableau 1 ont été utilisées. Les valeurs de P_v , FI et T_v retenues sont indiquées au tableau 3.

Tableau 3. Valeurs retenues des variables requises pour le calcul des concentrations de contaminants organiques dans les végétaux*

| Culture | Fraction d'interception atmosphérique (FI) | Production par surface (P _v) (kg/m ² ; poids sec) | Période de croissance avant récolte (T _v) |
|--------------------|--|--|---|
| Légumes a feuilles | 0,16 | 0,180 | 38 |
| Légumes a fruits | 0,04 | 0,108 | 73 |
| Racines/tubercules | 0,00 | 0,340 | 117* |
| Fruits | 0,05 | 0,110 | 60** |
| Foin | 0,47 | 0,310 | 55 |
| Grain | 0,00 | 0,300 | 100 |

* Considère 75 % de pomme de terre et 25 % d'autres racines et tubercules;

** Valeur proposée de façon à considérer la période d'exposition du fruit à l'atmosphère plutôt que la période de croissance.

Le terme k_t doit également être mesuré, ou, à défaut de valeur mesurée, estimé à partir de la demi-vie du contaminant sur les surfaces des végétaux comme suit:

$$k_t = \frac{\ln 2}{t_{1/2}} = \frac{0,693}{t_{1/2}}$$

où

$t_{1/2}$: demi-vie du contaminant sur la surface de la plante (années).

Le terme k_t correspond à l'ensemble des pertes possibles du contaminant. Ces pertes incluent principalement celles découlant du lessivage des contaminants déposés sur les végétaux par les précipitations. Par conséquent, de telles pertes sont applicables pour toutes les substances. Hoffman et Baes (1979) ont proposé une valeur par défaut de 0,0495 jour⁻¹, correspondant à une demi-vie de 14 jours (0,0384 année) sur les végétaux (pertes par lessivage). Cette valeur est retenue comme valeur par défaut.

Le terme k_t est donc estimé, pour chaque substance, selon:

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2 \text{ atm}}} + \frac{0,693}{0,0384} = \frac{0,693}{t_{1/2 \text{ atm}}} + 18,05$$

où

$t_{1/2 \text{ atm}}$: demi-vie du contaminant dans l'atmosphère (années).

- **Conversion des concentrations de poids sec en poids frais**

Les équations précédentes fournissent des concentrations dans les végétaux exprimées sur une base de poids sec. Comme aux fins des analyses d'exposition, on utilise plutôt des valeurs de taux de consommation d'aliments exprimés sur une base de poids frais, il est nécessaire de convertir les concentrations estimées dans les végétaux en concentrations sur une base de poids frais.

Cette conversion est réalisée en considérant le contenu moyen en eau des végétaux, selon l'équation suivante:

$$C_{pds.frais} = Pa_v \times F_{cv}$$

où

$C_{pds.frais}$: concentration dans le végétal exprimée en poids frais ($\mu\text{g/g}$);
 F_{cv} : facteur de conversion de poids sec à poids frais, correspondant au ratio poids sec/poids humide.

Les valeurs de F_{cv} varient d'une culture à l'autre. Le tableau 4 présente les valeurs rapportées par Baes et collaborateurs (1984) pour diverses cultures. A partir de ces données, les valeurs suivantes ont été retenues comme valeurs défaut pour les diverses classes de cultures considérées:

| | |
|----------------------------|------|
| Légumes à feuilles | 0,10 |
| Légumes à fruits | 0,15 |
| Légumes racines/tubercules | 0,20 |
| Fruits | 0,16 |
| Foin | 0,50 |
| Grain | 0,90 |

Tableau 4. Valeurs du facteur de conversion de poids sec à poids frais pour divers végétaux*

| Culture | Facteur de conversion |
|----------------|-----------------------|
| Asperge | 0,070 |
| Concombre | 0,039 |
| Pois | 0,257 |
| Carotte | 0,118 |
| Oignon | 0,125 |
| Pomme de terre | 0,222 |
| Tomate | 0,059 |
| Pomme | 0,159 |
| Poire | 0,173 |
| Fraise | 0,101 |
| Orge | 0,889 |
| Maïs | 0,895 |
| Avoine | 0,917 |
| Seigle | 0,890 |
| Fève de soja | 0,925 |
| Blé | 0,875 |

* Valeurs proposées par Baes et collaborateurs (1984).

MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS LE LAIT MATERNEL

À défaut de modèle documenté permettant l'estimation des concentrations de substances inorganiques dans le lait maternel humain, les valeurs de facteurs de biotransfert alimentation-lait proposées par Baes et collaborateurs (1984) ont été utilisées. Ces valeurs ont été établies pour des vaches laitières, et leur utilisation chez l'humain représente donc une source significative d'incertitude sur les résultats.

Le facteur de biotransfert représente le ratio de la concentration dans le lait sur la quantité de contaminant auquel la mère est exposée quotidiennement. Par conséquent, la concentration dans le lait maternel ($C_{l.m.}$) est estimée selon l'équation suivante :

$$C_{l.m.} = Eoral_{\acute{e}q} \times F_t$$

où

$C_{l.m.}$: Concentration estimée dans le lait maternel (mg/kg)

$Eoral_{\acute{e}q}$: Exposition totale exprimée en équivalent par voie orale (dose externe; mg/jour);

F_t : Facteur de biotransfert pour le lait (jour/kg).

Les valeurs de facteur de biotransfert dans le lait utilisées dans la présente étude sont présentées à l'annexe F.

MODÉLISATION DES CONCENTRATIONS DANS LE SOL

La concentration de métaux dans le sol provenant des dépôts atmosphérique a été estimée à partir du taux de dépôt total du contaminant (t_{Dep} , voir la section : concentration dans les végétaux) et en considérant une répartition homogène des métaux sur une épaisseur de sol de 1 cm. La valeur moyenne a été retenue plutôt que la valeur maximale (ponctuelle) car elle a été jugée plus adéquate pour estimer une accumulation au cours du temps.

La concentration dans le sol a été estimée comme suit :

$$C_{sol} = \frac{t_{Dep} \times DE}{Prof. \times Dens.}$$

où

C_{sol} : Concentration estimée dans le sol par suite du dépôt atmosphérique (mg/kg)

t_{Dep} : Taux de dépôt total du contaminant (mg/m²/an)

DE : Durée prévue d'exploitation du gisement (13 ans)

Prof. : Profondeur du sol de surface (0,01 m)

Dens. : Densité du sol (1 510 kg/m³)

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BAES, C.F., R.D. SHARP, A.L. SJOREEN et R.W. SHOR. 1984. A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture, Oak Ridge National Laboratory, ORNL--5786, NTIS #DE85-000287, 150 pages.
- Bechtel Jacobs Company LLC. 1998. Empirical models for the uptake of inorganic chemicals from soil by plants. Bechtel Jacobs Company LLC., Oak Ridge. September 1998. BJC/OR-133.
- HATTERMER-FREY, H.A. et C.C. TRAVIS. 1991. "Assessing the Extend of Human Exposure through the Food Chain to Pollutants Emitted from Municipal Solid Waste Incinerators", dans Health Effects of Municipal Waste Incineration, CRC Press, Boston, pages 83-101.
- HOFFMAN, F.O. et F. BAES. 1979. A Statistical Analysis of Selected Parameters for Predicting Food Chain Transport and Internal Dose of Radionuclides, Oak Ridge Nat. Lab., Oak Ridge, 183 pages.
- McKONE, T.E. et J.I. DANIELS. 1991. "Estimating human exposure through multiple pathways from air, water, and soil", dans Regulatory Toxicology and Pharmacology, 13: 36-61.
- PATERSON, S., D. MACKAY, D. TAM et W.Y. SHIU. 1990. "Uptake of Organic Chemicals by Plants: a Review of Processes, Correlations and Models", dans Chemosphere, 21 (3): 297-331.
- SCHROEDER, W.H. et D.A. LANE. 1988. "The Fate of Toxic Airborne Pollutants" dans Environmental Science and Technology, 22:(3):240-246.
- TRAVIS, C.C. et H.A. ATTERMER-FREY. 1988. "Uptake of Organics by Aerial Plant Parts: a call for research", dans Chemosphere, 17:277.
- TRAVIS, C.C., G.A. HOLTON, E.L. ETNIER, C. COOK, F.R. O'DONNELL, D.M. HETRICK et E. DIXON. 1986. "Assessment of Inhalation and Ingestion Population Exposure from Incinerated Hazardous Wastes", dans Environment International, 12: 553

ANNEXE C

**SOMMAIRE DES CONCENTRATIONS ADDITIONNELLES
MAXIMALES ET MOYENNES ESTIMÉES DANS L'AIR AMBIANT DE
LA ZONE RIVERAINE PAR MODÉLISATION DE LA DISPERSION
ATMOSPHERIQUE (GENIVAR)**

Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) estimées sur 1 heure

| Année météorologique | Particules totales | Aluminium | Antimoine | Argent | Arsenic | Baryum | Béryllium | Bismuth | Cadmium | Calcium | Chrome | Cobalt | Cuivre | Étain | Fer | Lithium | Magnésium | Manganèse | Molybdène | Nickel | Or | Phosphore | Plomb | Potassium | Sélénium | Sodium | Strontium | Thallium | Titane | Uranium | Vanadium | Yttrium | Zinc |
|---------------------------------|--------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Concentrations maximales | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 604 | 5,1E-02 | 6,0E-06 | 1,8E-06 | 1,8E-05 | 9,7E-04 | 1,4E-06 | 1,2E-05 | 1,2E-06 | 1,7E-02 | 7,9E-05 | 2,9E-05 | 5,6E-05 | 1,2E-05 | 2,3E-02 | 3,0E-06 | 1,1E-02 | 3,1E-04 | 6,6E-06 | 5,2E-05 | 6,8E-07 | 5,7E-04 | 2,4E-05 | 2,4E-02 | 1,8E-05 | 2,3E-02 | 5,3E-04 | 1,8E-05 | 2,1E-03 | 1,2E-05 | 7,2E-05 | 5,9E-06 | 5,9E-05 |
| 2004 | 573 | 4,8E-02 | 5,7E-06 | 1,7E-06 | 1,7E-05 | 9,2E-04 | 1,4E-06 | 1,1E-05 | 1,1E-06 | 1,6E-02 | 7,4E-05 | 2,7E-05 | 5,3E-05 | 1,1E-05 | 2,2E-02 | 2,9E-06 | 1,0E-02 | 2,9E-04 | 6,3E-06 | 4,9E-05 | 6,5E-07 | 5,4E-04 | 2,3E-05 | 2,2E-02 | 1,7E-05 | 2,2E-02 | 5,0E-04 | 1,7E-05 | 1,9E-03 | 1,1E-05 | 6,9E-05 | 5,6E-06 | 5,6E-05 |
| 2005 | 603 | 5,1E-02 | 6,0E-06 | 1,8E-06 | 1,8E-05 | 9,7E-04 | 1,4E-06 | 1,2E-05 | 1,2E-06 | 1,7E-02 | 7,8E-05 | 2,9E-05 | 5,6E-05 | 1,2E-05 | 2,3E-02 | 3,0E-06 | 1,1E-02 | 3,1E-04 | 6,6E-06 | 5,2E-05 | 6,8E-07 | 5,7E-04 | 2,4E-05 | 2,4E-02 | 1,8E-05 | 2,3E-02 | 5,2E-04 | 1,8E-05 | 2,1E-03 | 1,2E-05 | 7,2E-05 | 5,9E-06 | 5,9E-05 |
| 2006 | 698 | 5,9E-02 | 7,0E-06 | 2,1E-06 | 2,1E-05 | 1,1E-03 | 1,7E-06 | 1,4E-05 | 1,4E-06 | 2,0E-02 | 9,1E-05 | 3,4E-05 | 6,5E-05 | 1,4E-05 | 2,7E-02 | 3,5E-06 | 1,3E-02 | 3,6E-04 | 7,7E-06 | 6,0E-05 | 7,9E-07 | 6,6E-04 | 2,8E-05 | 2,7E-02 | 2,1E-05 | 2,7E-02 | 6,1E-04 | 2,1E-05 | 2,4E-03 | 1,4E-05 | 8,4E-05 | 6,8E-06 | 6,8E-05 |
| 2007 | 548 | 4,6E-02 | 5,5E-06 | 1,7E-06 | 1,6E-05 | 8,8E-04 | 1,3E-06 | 1,1E-05 | 1,1E-06 | 1,5E-02 | 7,1E-05 | 2,6E-05 | 5,1E-05 | 1,1E-05 | 2,1E-02 | 2,7E-06 | 9,9E-03 | 2,8E-04 | 6,0E-06 | 4,7E-05 | 6,2E-07 | 5,2E-04 | 2,2E-05 | 2,1E-02 | 1,6E-05 | 2,1E-02 | 4,8E-04 | 1,6E-05 | 1,9E-03 | 1,1E-05 | 6,6E-05 | 5,3E-06 | 5,3E-05 |
| Concentrations moyennes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 140 | 1,2E-02 | 1,4E-06 | 4,2E-07 | 4,2E-06 | 2,2E-04 | 3,4E-07 | 2,8E-06 | 2,8E-07 | 2,2E-03 | 1,8E-05 | 6,7E-06 | 1,3E-05 | 2,8E-06 | 3,0E-03 | 7,0E-07 | 2,5E-03 | 7,1E-05 | 1,5E-06 | 1,2E-05 | 1,6E-07 | 7,5E-05 | 5,6E-06 | 3,1E-03 | 4,2E-06 | 3,0E-03 | 1,2E-04 | 4,2E-06 | 4,8E-04 | 2,8E-06 | 1,7E-05 | 1,4E-06 | 1,4E-05 |
| 2004 | 136 | 1,1E-02 | 1,4E-06 | 4,1E-07 | 4,1E-06 | 2,2E-04 | 3,3E-07 | 2,7E-06 | 2,7E-07 | 2,2E-03 | 1,8E-05 | 6,5E-06 | 1,3E-05 | 2,7E-06 | 2,9E-03 | 6,8E-07 | 2,5E-03 | 6,9E-05 | 1,5E-06 | 1,2E-05 | 1,5E-07 | 7,3E-05 | 5,4E-06 | 3,0E-03 | 4,1E-06 | 2,9E-03 | 1,2E-04 | 4,1E-06 | 4,6E-04 | 2,7E-06 | 1,6E-05 | 1,3E-06 | 1,3E-05 |
| 2005 | 139 | 1,2E-02 | 1,4E-06 | 4,2E-07 | 4,2E-06 | 2,2E-04 | 3,3E-07 | 2,8E-06 | 2,8E-07 | 2,2E-03 | 1,8E-05 | 6,7E-06 | 1,3E-05 | 2,8E-06 | 3,0E-03 | 7,0E-07 | 2,5E-03 | 7,1E-05 | 1,5E-06 | 1,2E-05 | 1,6E-07 | 7,4E-05 | 5,6E-06 | 3,1E-03 | 4,2E-06 | 3,0E-03 | 1,2E-04 | 4,2E-06 | 4,7E-04 | 2,8E-06 | 1,7E-05 | 1,3E-06 | 1,3E-05 |
| 2006 | 139 | 1,2E-02 | 1,4E-06 | 4,2E-07 | 4,2E-06 | 2,2E-04 | 3,3E-07 | 2,8E-06 | 2,8E-07 | 3,9E-03 | 1,8E-05 | 6,7E-06 | 1,3E-05 | 2,8E-06 | 5,3E-03 | 6,9E-07 | 2,5E-03 | 7,1E-05 | 1,5E-06 | 1,2E-05 | 1,6E-07 | 1,3E-04 | 5,5E-06 | 5,4E-03 | 4,2E-06 | 5,3E-03 | 1,2E-04 | 4,2E-06 | 4,7E-04 | 2,8E-06 | 1,7E-05 | 1,3E-06 | 1,3E-05 |
| 2007 | 130 | 1,1E-02 | 1,3E-06 | 3,9E-07 | 3,9E-06 | 2,1E-04 | 3,1E-07 | 2,6E-06 | 2,6E-07 | 2,1E-03 | 1,7E-05 | 6,2E-06 | 1,2E-05 | 2,6E-06 | 2,8E-03 | 6,5E-07 | 2,3E-03 | 6,6E-05 | 1,4E-06 | 1,1E-05 | 1,5E-07 | 6,9E-05 | 5,2E-06 | 2,9E-03 | 3,9E-06 | 2,8E-03 | 1,1E-04 | 3,9E-06 | 4,4E-04 | 2,6E-06 | 1,6E-05 | 1,3E-06 | 1,3E-05 |

Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) estimées sur 24 heures

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|--------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Concentrations maximales | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 122,7 | 1,0E-02 | 1,2E-06 | 3,7E-07 | 3,7E-06 | 2,0E-04 | 2,9E-07 | 2,5E-06 | 2,5E-07 | 3,4E-03 | 1,6E-05 | 5,9E-06 | 1,1E-05 | 2,5E-06 | 4,7E-03 | 6,1E-07 | 2,2E-03 | 6,3E-05 | 1,3E-06 | 1,1E-05 | 1,4E-07 | 1,2E-04 | 4,9E-06 | 4,8E-03 | 3,7E-06 | 4,7E-03 | 1,1E-04 | 3,7E-06 | 4,2E-04 | 2,5E-06 | 1,5E-05 | 1,2E-06 | 1,2E-05 |
| 2004 | 114,0 | 9,6E-03 | 1,1E-06 | 3,4E-07 | 3,4E-06 | 1,8E-04 | 2,7E-07 | 2,3E-06 | 2,3E-07 | 3,2E-03 | 1,5E-05 | 5,5E-06 | 1,1E-05 | 2,3E-06 | 4,3E-03 | 5,7E-07 | 2,1E-03 | 5,8E-05 | 1,3E-06 | 9,8E-06 | 1,3E-07 | 1,1E-04 | 4,6E-06 | 4,4E-03 | 3,4E-06 | 4,3E-03 | 9,9E-05 | 3,4E-06 | 3,9E-04 | 2,3E-06 | 1,4E-05 | 1,1E-06 | 1,1E-05 |
| 2005 | 118,5 | 1,0E-02 | 1,2E-06 | 3,6E-07 | 3,6E-06 | 1,9E-04 | 2,8E-07 | 2,4E-06 | 2,4E-07 | 3,3E-03 | 1,5E-05 | 5,7E-06 | 1,1E-05 | 2,4E-06 | 4,5E-03 | 5,9E-07 | 2,1E-03 | 6,0E-05 | 1,3E-06 | 1,0E-05 | 1,3E-07 | 1,1E-04 | 4,7E-06 | 4,6E-03 | 3,6E-06 | 4,5E-03 | 1,0E-04 | 3,6E-06 | 4,0E-04 | 2,4E-06 | 1,4E-05 | 1,1E-06 | 1,1E-05 |
| 2006 | 133,0 | 1,1E-02 | 1,3E-06 | 4,0E-07 | 4,0E-06 | 2,1E-04 | 3,2E-07 | 2,7E-06 | 2,7E-07 | 3,7E-03 | 1,7E-05 | 6,4E-06 | 1,2E-05 | 2,7E-06 | 5,1E-03 | 6,6E-07 | 2,4E-03 | 6,8E-05 | 1,5E-06 | 1,1E-05 | 1,5E-07 | 1,2E-04 | 5,3E-06 | 5,2E-03 | 4,0E-06 | 5,1E-03 | 1,2E-04 | 4,0E-06 | 4,5E-04 | 2,7E-06 | 1,6E-05 | 1,3E-06 | 1,3E-05 |
| 2007 | 125,9 | 1,1E-02 | 1,3E-06 | 3,8E-07 | 3,8E-06 | 2,0E-04 | 3,0E-07 | 2,5E-06 | 2,5E-07 | 3,5E-03 | 1,6E-05 | 6,0E-06 | 1,2E-05 | 2,5E-06 | 4,8E-03 | 6,3E-07 | 2,3E-03 | 6,4E-05 | 1,4E-06 | 1,1E-05 | 1,4E-07 | 1,2E-04 | 5,0E-06 | 4,9E-03 | 3,8E-06 | 4,8E-03 | 1,1E-04 | 3,8E-06 | 4,3E-04 | 2,5E-06 | 1,5E-05 | 1,2E-06 | 1,2E-05 |
| Concentrations moyennes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 21,4 | 1,8E-03 | 2,1E-07 | 6,5E-08 | 6,4E-07 | 3,4E-05 | 5,1E-08 | 4,3E-07 | 4,3E-08 | 6,0E-04 | 2,8E-06 | 1,0E-06 | 2,0E-06 | 4,3E-07 | 8,1E-04 | 1,1E-07 | 3,9E-04 | 1,1E-05 | 2,4E-07 | 1,8E-06 | 2,4E-08 | 2,0E-05 | 8,6E-07 | 8,3E-04 | 6,4E-07 | 8,1E-04 | 1,9E-05 | 6,4E-07 | 7,3E-05 | 4,3E-07 | 2,6E-06 | 2,1E-07 | 2,1E-06 |
| 2004 | 19,8 | 1,7E-03 | 2,0E-07 | 6,0E-08 | 6,0E-07 | 3,2E-05 | 4,8E-08 | 4,0E-07 | 4,0E-08 | 5,6E-04 | 2,6E-06 | 9,5E-07 | 1,8E-06 | 4,0E-07 | 7,5E-04 | 9,9E-08 | 3,6E-04 | 1,0E-05 | 2,2E-07 | 1,7E-06 | 2,2E-08 | 1,9E-05 | 7,9E-07 | 7,7E-04 | 6,0E-07 | 7,5E-04 | 1,7E-05 | 6,0E-07 | 6,7E-05 | 4,0E-07 | 2,4E-06 | 1,9E-07 | 1,9E-06 |
| 2005 | 19,2 | 1,6E-03 | 1,9E-07 | 5,8E-08 | 5,8E-07 | 3,1E-05 | 4,6E-08 | 3,8E-07 | 3,8E-08 | 5,4E-04 | 2,5E-06 | 9,2E-07 | 1,8E-06 | 3,8E-07 | 7,3E-04 | 9,6E-08 | 3,5E-04 | 9,8E-06 | 2,1E-07 | 1,7E-06 | 2,2E-08 | 1,8E-05 | 7,7E-07 | 7,5E-04 | 5,8E-07 | 7,3E-04 | 1,7E-05 | 5,8E-07 | 6,5E-05 | 3,8E-07 | 2,3E-06 | 1,9E-07 | 1,9E-06 |
| 2006 | 22,3 | 1,9E-03 | 2,2E-07 | 6,7E-08 | 6,7E-07 | 3,6E-05 | 5,3E-08 | 4,5E-07 | 4,5E-08 | 6,2E-04 | 2,9E-06 | 1,1E-06 | 2,1E-06 | 4,5E-07 | 8,5E-04 | 1,1E-07 | 4,0E-04 | 1,1E-05 | 2,5E-07 | 1,9E-06 | 2,5E-08 | 2,1E-05 | 8,9E-07 | 8,7E-04 | 6,7E-07 | 8,5E-04 | 1,9E-05 | 6,7E-07 | 7,6E-05 | 4,5E-07 | 2,7E-06 | 2,2E-07 | 2,2E-06 |
| 2007 | 19,7 | 1,7E-03 | 2,0E-07 | 5,9E-08 | 5,9E-07 | 3,1E-05 | 4,7E-08 | 3,9E-07 | 3,9E-08 | 5,5E-04 | 2,6E-06 | 9,4E-07 | 1,8E-06 | 3,9E-07 | 7,5E-04 | 9,8E-08 | 3,5E-04 | 1,0E-05 | 2,2E-07 | 1,7E-06 | 2,2E-08 | 1,8E-05 | 7,9E-07 | 7,7E-04 | 5,9E-07 | 7,5E-04 | 1,7E-05 | 5,9E-07 | 6,7E-05 | 3,9E-07 | 2,4E-06 | 1,9E-07 | 1,9E-06 |

Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) annuelles estimées

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|-------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Concentrations maximales | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2003 | 12,5 | 1,0E-03 | 1,2E-07 | 3,8E-08 | 3,7E-07 | 2,0E-05 | 3,0E-08 | 2,5E-07 | 2,5E-08 | 3,5E-04 | 1,6E-06 | 6,0E-07 | 1,2E-06 | 2,5E-07 | 4,7E-04 | 6,2E-08 | 2,2E-04 | 6,4E-06 | 1,4E-07 | 1,1E-06 | 1,4E-08 | 1,2E-05 | 5,0E-07 | 4,9E-04 | 3,7E-07 | 4,7E-04 | 1,1E-05 | 3,7E-07 | 4,2E-05 | 2,5E-07 | 1,5E-06 | 1,2E-07 | 1,2E-06 |
| 2004 | 11,5 | 9,6E-04 | 1,1E-07 | 3,5E-08 | 3,4E-07 | 1,8E-05 | 2,7E-08 | 2,3E-07 | 2,3E-08 | 3,2E-04 | 1,5E-06 | 5,5E-07 | 1,1E-06 | 2,3E-07 | 4,4E-04 | 5,7E-08 | 2,1E-04 | 5,8E-06 | 1,3E-07 | 9,8E-07 | 1,3E-08 | 1,1E-05 | 4,6E-07 | 4,5E-04 | 3,4E-07 | 4,4E-04 | 1,0E-05 | 3,4E-07 | 3,9E-05 | 2,3E-07 | 1,4E-06 | 1,1E-07 | 1,1E-06 |
| 2005 | 12,5 | 1,1E-03 | 1,3E-07 | 3,8E-08 | 3,8E-07 | 2,0E-05 | 3,0E-08 | 2,5E-07 | 2,5E-08 | 3,5E-04 | 1,6E-06 | 6,0E-07 | 1,2E-06 | 2,5E-07 | 4,8E-04 | 6,3E-08 | 2,3E-04 | 6,4E-06 | 1,4E-07 | 1,1E-06 | 1,4E-08 | 1,2E-05 | 5,0E-07 | 4,9E-04 | 3,8E-07 | 4,8E-04 | 1,1E-05 | 3,8E-07 | 4,3E-05 | 2,5E-07 | 1,5E-06 | 1,2E-07 | 1,2E-06 |
| 2006 | 11,9 | 1,0E-03 | 1,2E-07 | 3,6E-08 | 3,6E-07 | 1,9E-05 | 2,9E-08 | 2,4E-07 | 2,4E-08 | 3,3E-04 | 1,6E-06 | 5,7E-07 | 1,1E-06 | 2,4E-07 | 4,5E-04 | 6,0E-08 | 2,1E-04 | 6,1E-06 | 1,3E-07 | 1,0E-06 | 1,3E-08 | 1,1E-05 | 4,8E-07 | 4,7E-04 | 3,6E-07 | 4,5E-04 | 1,0E-05 | 3,6E-07 | 4,1E-05 | 2,4E-07 | 1,4E-06 | 1,2E-07 | 1,2E-06 |
| 2007 | 11,0 | 9,2E-04 | 1,1E-07 | 3,3E-08 | 3,3E-07 | 1,8E-05 | 2,6E-08 | 2,2E-07 | 2,2E-08 | 3,1E-04 | 1,4E-06 | 5,3E-07 | 1,0E-06 | 2,2E-07 | 4,2E-04 | 5,5E-08 | 2,0E-04 | 5,6E-06 | 1,2E-07 | 9,5E-07 | 1,2E-08 | 1,0E-05 | 4,4E-07 | 4,3E-04 | 3,3E-07 | | | | | | | | |

ANNEXE D

SOMMAIRE STATISTIQUE DES CONCENTRATIONS MESURÉES DANS LES SOLS DE SURFACE À MALARTIC (GENIVAR)

**Sommaire statistique des concentrations (mg/kg) de métaux mesurées dans le sol de surface (0-0,1 m)
à Malartic (secteur du gisement incluant zone résidentielle)**

| Paramètres | N-total | N-nd | Minimum | Médiane | Maximum | Moyenne | IC95moy | Écart type | Moy.géo | Teneur de fond | | |
|----------------|---------|------|---------|---------|---------|---------|---------|------------|---------|----------------------|------------------------------|-----------|
| | | | | | | | | | | MDDEP (MENV 1998) | Choinière et Beaumier (1997) | |
| | | | | | | | | | | Critère A (région S) | Region S | Region S4 |
| Argent (Ag) | 5 | 0 | 2 | 3 | 3 | 2,6 | 3,1 | 0,55 | 2,6 | 0,5 | 0,5 | - |
| Arsenic (As) | 3 | 0 | 9 | 13 | 18 | 13 | 18 | 4,5 | 13 | 5 | 5,2 | 4 |
| Baryum (Ba) | 24 | 0 | 9 | 54 | 160 | 63 | 79 | 41 | 51 | 200 | 298 | 266 |
| Béryllium (Be) | 0 | 0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Cadmium (Cd) | 3 | 0 | 0,8 | 1 | 1,2 | 1 | 1,2 | 0,2 | 0,99 | 0,9 | | 1,3 |
| Chrome (Cr) | 26 | 0 | 4 | 29 | 200 | 42 | 57 | 40 | 30 | 85 | 113 | 54 |
| Cobalt (Co) | 23 | 0 | 2 | 7 | 19 | 9,2 | 12 | 6,0 | 7,2 | 20 | 42 | 16 |
| Cuivre (Cu) | 26 | 0 | 5 | 20 | 120 | 29 | 39 | 27 | 21 | 50 | 87 | 33 |
| Etain (Sn) | 2 | 0 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 0 | 6 | 5 | 5 | - |
| Manganèse (Mn) | 26 | 0 | 20 | 180 | 670 | 248 | 323 | 194 | 168 | 1000 | 1712 | 1490 |
| Mercure (Hg) | 0 | 0 | - | - | - | - | - | - | - | 0,3 | 0,44 | 0,26 |
| Molybdène (Mo) | 8 | 2 | 1 | 2,5 | 6 | 2,8 | 3,9 | 1,7 | 2,3 | 6 | 13 | - |
| Nickel (Ni) | 26 | 0 | 5 | 26 | 110 | 33 | 43 | 25 | 25,9 | 50 | 92 | 38 |
| Plomb (Pb) | 17 | 0 | 5 | 20 | 550 | 50 | 112 | 129 | 18 | 40 | 36 | 48 |
| Zinc (Zn) | 25 | 0 | 12 | 31 | 150 | 47 | 63 | 40 | 36 | 120 | 183 | 106 |

Source: adapté de Genivar (2008b).

Légende:

N=nombre d'échantillons
nd=non détecté
IC95moy=limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne des concentrations mesurées
Moy.géo=moyenne géométrique
Région S : province géologique Supérieur et Rae
Région S4: secteur de la province géologique Supérieur et Rae proche de la région de Malartic

Les cellules grisées indiquent les valeurs statistiques supérieures aux teneurs de fond.

Note: pour le calcul des valeurs statistiques, la moitié de la limite de détection analytique a été attribuée aux concentrations qui étaient inférieures à cette limite.

Références:

Choinière, J. and Beaumier, M. (1997). *Bruits de fond géochimiques pour différents environnements géologiques au Québec*. Ministère des Ressources Naturelles, Service des minéraux industriels et de l'assistance à l'exploration. 28 pages.

MENV (1998). *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), Les Publications du Québec, Québec, QC.

<http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/index.htm>

ANNEXE E

ESTIMATION DES DOSES BRUIT DE FOND LIÉES À L'ALIMENTATION

ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION BRUIT DE FOND DUES À L'ALIMENTATION

| Substance | Tranches d'âge | | | | | Méthode de détermination | Référence |
|---------------------|----------------|--------------|-------------|--------------|----------|--|------------------------------|
| | 0 – 6 mois | >0,5 – 4 ans | >4 – 11 ans | >11 – 19 ans | > 19 ans | | |
| Aluminium | 1,06E-01 | 2,17E-01 | 2,64E-01 | 2,08E-01 | 1,26E-01 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Antimoine | 1,54E-04 | 1,29E-04 | 8,29E-05 | 5,25E-05 | 4,72E-05 | Dose estimée ^a à partir de la concentration moyenne dans les aliments | Santé Canada (1997) |
| Argent | 2,3E-03 | 1,9E-03 | 1,2E-03 | 7,9E-04 | 7,1E-04 | Adulte : dose d'exposition moyenne selon plusieurs études; autres tranches d'âge : doses dérivées ^a de celle estimée pour les adultes | Santé Canada (1986) |
| Arsenic inorganique | 2,0E-04 | 3,0E-04 | 2,0E-04 | 1,0E-04 | 8,0E-05 | Doses estimées pour les Canadiens | Environment Canada (1996) |
| Baryum | 2,2E-02 | 2,5E-02 | 1,9E-02 | 1,1E-02 | 8,5E-03 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Béryllium | 1,74E-03 | 1,46E-03 | 9,35E-04 | 5,92E-04 | 5,32E-04 | <i>Dose estimée^a à partir de la concentration moyenne dans les aliments</i> | ATSDR (2002) |
| Bismuth | 1,00E-04 | 5,10E-05 | 3,40E-05 | 2,15E-05 | 1,40E-05 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Cadmium | 6,1E-04 | 8,7E-04 | 7,4E-04 | 4,5E-04 | 3,1E-04 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Calcium | 56 | 48 | 28 | 16 | 11 | Étude de la consommation aux Etats-Unis (CSFII, 1994) | Institute of medicine (1997) |
| Chrome total | 1,90E-04 | 1,12E-02 | 1,50E-02 | 1,99E-02 | 1,64E-02 | Doses estimées pour les Canadiens | Sanexen (2008) |
| Cobalt | 7,3E-04 | 6,5E-04 | 4,9E-04 | 3,1E-04 | 2,3E-04 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Cuivre | 5,7E-02 | 4,6E-02 | 3,6E-02 | 2,2E-02 | 1,7E-02 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |

ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION BRUIT DE FOND DUES À L'ALIMENTATION (suite)

| Substance | Tranches d'âge | | | | | Méthode de détermination | Référence |
|-----------|----------------|--------------|-------------|--------------|----------|--|--|
| | 0 – 6 mois | >0,5 – 4 ans | >4 – 11 ans | >11 – 19 ans | > 19 ans | | |
| Étain | 2,9E-04 | 1,5E-01 | 9,9E-02 | 6,3E-02 | 5,7E-02 | 0-6 mois : calculé à partir de la concentration dans le lait ^a ; adultes : doses moyennes estimées pour la population américaine; autres tranches d'âge : doses dérivées ^a de celle estimée pour les adultes | ATSDR (2005) |
| Fer | 1,67E+00 | 7,27E-01 | 3,95E-01 | 2,51E-01 | 1,97E-01 | Adultes : doses moyennes estimées pour la population canadiennes (1990); autres tranches d'âge : doses moyennes estimées pour la population des Etats-Unis (U.S. Food Total Diet study 1991-1997) | Institute of medicine (2001) |
| Lithium | 9,27E-02 | 7,76E-02 | 4,98E-02 | 3,15E-02 | 2,83E-02 | Adultes : dose moyenne estimée pour la population des Etats-Unis; enfants : doses dérivées ^a de celle estimée pour les adultes | Moore <i>et al.</i> (1995), Merian <i>et al.</i> (2004), HSDB (2008) |
| Magnésium | 7,07E+00 | 1,11E+01 | 7,33E+00 | 4,52E+00 | 3,82E+00 | Dose moyenne estimée pour la population des Etats-Unis (semblable aux valeurs Canadiennes) | Institute of Medicine (1997) Santé Canada (1987) |
| Manganèse | 8,0E-02 | 1,2E-01 | 1,1E-01 | 6,3E-02 | 6,7E-02 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | (Santé Canada 2003) |
| Molybdène | 1,1E-02 | 8,3E-03 | 6,0E-03 | 3,4E-03 | 2,5E-03 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Nickel | 2,2E-02 | 1,6E-02 | 1,0E-02 | 5,7E-03 | 4,4E-03 | Doses estimées pour les Canadiens | Gouvernement du Canada (1994) |
| Or | - | - | - | - | - | Non disponible | |
| Phosphore | 3,96E+01 | 4,80E+01 | 3,31E+01 | 2,25E+01 | 1,69E+01 | Dose moyenne estimée pour la population des Etats-Unis (1994) | Institute of Medicine (1997) |
| Plomb | 4,6E-04 | 4,9E-04 | 3,7E-04 | 2,2E-04 | 1,9E-04 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |

ESTIMATION DES DOSES D'EXPOSITION BRUIT DE FOND DUES À L'ALIMENTATION (fin)

| Substance | Tranches d'âge | | | | | Méthode de détermination | Référence |
|-----------|----------------|--------------|-------------|--------------|----------|---|------------------------------|
| | 0 – 6 mois | >0,5 – 4 ans | >4 – 11 ans | >11 – 19 ans | > 19 ans | | |
| Potassium | 1,21E+02 | 1,06E+02 | 7,14E+01 | 4,39E+01 | 4,36E+01 | Adultes : doses moyennes pour la population Canadienne (1990-1999); autres tranche d'âge : doses moyennes pour la population des États-Unis (NHANES III, 1988-1994) | Institute of Medicine (2004) |
| Sélénium | 2,4E-03 | 4,0E-03 | 2,9E-03 | 1,9E-03 | 1,8E-03 | Doses estimées pour la population américaine | ATSDR (2003) |
| Sodium | 4,02E+01 | 1,62E+02 | 1,30E+02 | 9,50E+01 | 4,40E+01 | Adultes : doses moyennes pour la population Canadienne (1990-1999); autres tranche d'âge : doses moyennes pour la population des États-Unis (NHANES III, 1988-1994) | Institute of Medicine (2004) |
| Strontium | 9,35E-02 | 7,35E-02 | 5,24E-02 | 3,13E-02 | 2,89E-02 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Thallium | 2,43E-05 | 8,29E-05 | 6,70E-05 | 3,90E-05 | 2,60E-05 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Titane | - | - | - | - | - | Non disponible | |
| Uranium | 4,53E-05 | 5,94E-05 | 4,67E-05 | 3,15E-05 | 2,83E-05 | Adultes : dose moyenne estimée pour la population Canadienne; enfants: doses dérivées ^a de celle estimée pour les adultes | Santé Canada (1999) |
| Vanadium | 3,07E-04 | 8,57E-04 | 5,50E-04 | 3,48E-04 | 3,13E-04 | Dose estimée ^a à partir de la concentration moyenne dans les aliments | WHO (1998) |
| Yttrium | 2,42E-04 | 1,02E-04 | 7,00E-05 | 4,85E-05 | 3,52E-05 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |
| Zinc | 7,2E-01 | 5,6E-01 | 4,0E-01 | 2,6E-01 | 1,9E-01 | Étude de la diète totale chez les Canadiens 1993-1999 | Santé Canada (2003) |

^a : À partir des taux de consommation d'aliments recommandés par MSSS (2002)

RÉFÉRENCES

- ATSDR. 2002. *Toxicological Profile for Beryllium*. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2002. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.html>
- ATSDR. 2003. *Toxicological Profile for Selenium*. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. September 2003. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.html>
- ATSDR. 2005. *Toxicological Profile for Tin*. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. August 2005. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp55.html>
- Environment Canada. 1996. *Canadian soil quality guidelines for arsenic*. Guidelines Division, Science Policy and Environmental Quality Branch, Environment Canada, Ottawa. December 1996.
- Gouvernement du Canada, Environnement Canada, *et al.* 1994. *Loi Canadienne sur la protection de l'environnement, Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation : Le nickel et ses composés*. En 40-215/43F.
- HSDB. 2008. *Hazardous Substances Data Bank*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
- Institute of Medicine. 1997. *Dietary Reference Intakes for Calcium, Phosphorus, Magnesium, Vitamin D, and Fluoride*. Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/5776.html>
- Institute of Medicine. 2001. *Dietary Reference Intakes for Vitamin A, Vitamin K, Arsenic, Boron, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium and Zinc. A Report of the Panel of Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of Interpretation and Uses of Dietary Reference Intakes, and the Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board*. National Academy Press, Washington, D.C. <http://www.nap.edu/books/0309072794/html/>
- Institute of Medicine (2004). *Dietary Reference Intakes for Water, Potassium, Sodium, Chloride, and Sulfate*. Panel on Dietary Reference Intakes for Electrolytes and Water, Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes, Food and Nutrition Board. National Academy Press, Washington, D.C. <http://books.nap.edu/catalog/10925.html>.
- Merian, E., Anke, M., Ihnat, M. & Stoepler, M. 2004. *Elements and their compounds in the environment : occurrence, analysis and biological relevance*, Wiley.

- Moore, J. A. & an IEHR Expert Scientific Committee 1995. *An assessment of lithium using the IEHR evaluative process for assessing human developmental and reproductive toxicity of agents*. Reproductive Toxicology, 9, 175-210.
- MSSS (ministère de la Santé et des Services sociaux), 2002. *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine*. La Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux. ISBN 2-550-39389-9, 124 p.
- Sanexen (2008). *Canadian Soil Quality Guidelines For Contaminated Sites. Human Health Effects: CHROMIUM. Scientific Supporting Document*. Version préliminaire préparée par Sanexen Services environnementaux inc., acceptée par Santé Canada. Février 2008.
- Santé Canada. 1986. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. L'argent*. Septembre 1986. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/silver-argent/index-fra.php>
- Santé Canada. 1987. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Le magnésium*. Septembre 1978, mis à jour en novembre 1987. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/magnesium/index-fra.php>
- Santé Canada. 1997. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. L'antimoine*. Mai 1997, révisé en août 1999. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/antimony-antimoine/index-fra.php>
- Santé Canada. 1999. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – documents techniques. Uranium*. pp. 10. Février 1987, révisé en octobre 1999. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/uranium/index-fra.php>
- Santé Canada. 2003. *Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g}/\text{kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, Étude de la diète totale menée entre 1993 et 1999*. Santé Canada, Aliments et nutrition. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/metal_intake-plomb_apport_93-99_f.html. Dernière mise à jour:2003-08-08.
- WHO. 1998. *Environmental Health Criteria 81 - Vanadium*. International Program on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc81.htm>

ANNEXE F

FICHES D'INFORMATION SUR LES SUBSTANCES À L'ÉTUDE

Aluminium (7229-90-5)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 26.98 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 1500.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 6.60E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.60E+01 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 1.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 1.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.10E-01 | 1.10E-01 | 1.40E-05 | 1.40E-05 | 8.66E-07 | 8.66E-07 | 1.10E-01 | 1.10E-01 | 1.10E-01 | 1.10E-01 |
| 2 - 4 ans | 2.30E-01 | 2.30E-01 | 1.44E-05 | 1.44E-05 | 7.55E-07 | 7.55E-07 | 2.30E-01 | 2.30E-01 | 2.30E-01 | 2.30E-01 |
| 5 - 11 ans | 2.70E-01 | 2.70E-01 | 1.12E-05 | 1.12E-05 | 6.59E-07 | 6.59E-07 | 2.70E-01 | 2.70E-01 | 2.70E-01 | 2.70E-01 |
| 12 - 19 ans | 2.10E-01 | 2.10E-01 | 6.77E-06 | 6.77E-06 | 5.18E-07 | 5.18E-07 | 2.10E-01 | 2.10E-01 | 2.10E-01 | 2.10E-01 |
| 20 ans et + | 1.30E-01 | 1.30E-01 | 5.58E-06 | 5.58E-06 | 4.94E-07 | 4.94E-07 | 1.30E-01 | 1.30E-01 | 1.30E-01 | 1.30E-01 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 7.20E-04 | 7.20E-04 |
| Appalaches | 7.20E-04 | 7.20E-04 |
| Grenville | 7.20E-04 | 7.20E-04 |
| Supérieur et Rae | 7.20E-04 | 7.20E-04 |
| Fosse du Labrador | 7.20E-04 | 7.20E-04 |

Antimoine (7440-36-0)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 122.00 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 45.2600 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 6.31E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 2.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 4.00E-04 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 4.00E-04 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.63E-04 | 1.54E-04 | 2.42E-10 | 2.42E-10 | 1.66E-08 | 1.66E-08 | 2.63E-04 | 1.54E-04 | 2.65E-06 | 1.55E-06 |
| 2 - 4 ans | 1.96E-04 | 1.29E-04 | 2.49E-10 | 2.49E-10 | 1.39E-08 | 1.39E-08 | 1.96E-04 | 1.29E-04 | 1.97E-06 | 1.30E-06 |
| 5 - 11 ans | 1.28E-04 | 8.29E-04 | 1.94E-10 | 1.94E-10 | 1.15E-08 | 1.15E-08 | 1.28E-04 | 8.29E-04 | 1.29E-06 | 8.30E-06 |
| 12 - 19 ans | 8.35E-05 | 5.25E-05 | 1.17E-10 | 1.17E-10 | 9.73E-09 | 9.73E-09 | 8.35E-05 | 5.25E-05 | 8.45E-07 | 5.35E-07 |
| 20 ans et + | 8.08E-05 | 4.72E-05 | 9.62E-11 | 9.62E-11 | 9.37E-09 | 9.37E-09 | 8.08E-05 | 4.72E-05 | 8.17E-07 | 4.81E-07 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 4.30E-01 | 4.30E-01 |
| Appalaches | 4.30E-01 | 4.30E-01 |
| Grenville | 4.30E-01 | 4.30E-01 |
| Supérieur et Rae | 4.30E-01 | 4.30E-01 |
| Fosse du Labrador | 4.30E-01 | 4.30E-01 |

Argent (7440-22-4)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 107.90 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 0.5300 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 8.40E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 9.97E-10 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 9.61E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 6.50E+01 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.00E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.90E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 5.00E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 1.00E-03 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.30E-03 | 2.30E-03 | 1.25E-09 | 1.25E-09 | 3.56E-11 | 3.50E-11 | 2.30E-03 | 2.30E-03 | 2.30E-03 | 2.30E-03 |
| 2 - 4 ans | 1.90E-03 | 1.90E-03 | 1.28E-09 | 1.28E-09 | 8.42E-10 | 8.42E-10 | 1.90E-03 | 1.90E-03 | 1.90E-03 | 1.90E-03 |
| 5 - 11 ans | 1.20E-03 | 1.20E-03 | 1.00E-09 | 1.00E-09 | 5.50E-10 | 5.50E-10 | 1.20E-03 | 1.20E-03 | 1.20E-03 | 1.20E-03 |
| 12 - 19 ans | 7.87E-04 | 7.87E-04 | 6.03E-10 | 6.03E-10 | 9.46E-11 | 9.46E-11 | 7.87E-04 | 7.87E-04 | 7.87E-04 | 7.87E-04 |
| 20 ans et + | 7.07E-04 | 7.07E-04 | 4.97E-10 | 4.97E-10 | 5.83E-11 | 5.83E-11 | 7.07E-04 | 7.07E-04 | 7.07E-04 | 7.07E-04 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 2.00E+00 | 2.00E+00 |
| Appalaches | 8.00E-01 | 8.00E-01 |
| Grenville | 2.00E+00 | 2.00E+00 |
| Supérieur et Rae | 5.00E-01 | 5.00E-01 |
| Fosse du Labrador | 8.00E-01 | 8.00E-01 |

Arsenic (7440-38-2)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 75.00 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 189.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 8.17E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 1.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 6.00E-05 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.00E-04 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 8.60E-06 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 1.50E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 1.50E+01 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.38E-04 | 2.38E-04 | 7.26E-09 | 7.26E-09 | 5.56E-09 | 5.56E-09 | 2.38E-04 | 2.38E-04 | 2.38E-04 | 2.38E-04 |
| 2 - 4 ans | 3.29E-04 | 3.29E-04 | 7.46E-09 | 7.46E-09 | 4.80E-09 | 4.80E-09 | 3.29E-04 | 3.29E-04 | 3.29E-04 | 3.29E-04 |
| 5 - 11 ans | 2.16E-04 | 2.16E-04 | 5.83E-09 | 5.83E-09 | 3.99E-09 | 3.99E-09 | 2.16E-04 | 2.16E-04 | 2.16E-04 | 2.16E-04 |
| 12 - 19 ans | 1.11E-04 | 1.11E-04 | 3.50E-09 | 4.00E-05 | 3.31E-09 | 3.31E-09 | 1.11E-04 | 1.51E-04 | 1.11E-04 | 1.51E-04 |
| 20 ans et + | 9.14E-05 | 9.14E-05 | 2.89E-09 | 3.00E-05 | 3.17E-09 | 3.17E-09 | 9.14E-05 | 1.21E-04 | 9.14E-05 | 1.21E-04 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

Concentrations bruit de fond (mg/kg)

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 6.00E+00 | 6.00E+00 |
| Appalaches | 1.50E+01 | 1.50E+01 |
| Grenville | 1.00E+01 | 1.00E+01 |
| Supérieur et Rae | 5.00E+00 | 5.00E+00 |
| Fosse du Labrador | 1.00E+01 | 1.00E+01 |

Baryum (7440-39-3)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 137.00 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 58.4700 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 7.25E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 2.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 3.50E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.50E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 2.00E-01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 2.90E-04 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.20E-02 | 2.20E-02 | 3.19E-08 | 3.19E-08 | 5.54E-08 | 5.54E-08 | 2.20E-02 | 2.20E-02 | 1.87E-02 | 1.87E-02 |
| 2 - 4 ans | 2.50E-02 | 2.50E-02 | 3.27E-08 | 3.27E-08 | 4.86E-08 | 4.86E-08 | 2.50E-02 | 2.50E-02 | 2.13E-02 | 2.13E-02 |
| 5 - 11 ans | 1.90E-02 | 1.90E-02 | 2.56E-08 | 2.56E-08 | 4.04E-08 | 4.04E-08 | 1.90E-02 | 1.90E-02 | 1.62E-02 | 1.62E-02 |
| 12 - 19 ans | 1.10E-02 | 1.10E-02 | 1.54E-08 | 1.54E-08 | 3.32E-08 | 3.32E-08 | 1.10E-02 | 1.10E-02 | 9.35E-03 | 9.35E-03 |
| 20 ans et + | 9.10E-03 | 9.10E-03 | 1.26E-08 | 1.26E-08 | 3.17E-08 | 3.17E-08 | 9.10E-03 | 9.10E-03 | 7.74E-03 | 7.74E-03 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 2.00E+02 | 2.00E+02 |
| Appalaches | 2.65E+02 | 2.65E+02 |
| Grenville | 2.00E+02 | 2.00E+02 |
| Supérieur et Rae | 2.00E+02 | 2.00E+02 |
| Fosse du Labrador | 2.45E+02 | 2.45E+02 |

Béryllium (7440-41-7)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 9.01 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 1.1600 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 4.40E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 5.08E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 3.41E-23 |
| Point de fusion (°C): | 1.89E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 9.00E-07 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 2.00E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 2.00E-06 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 8.40E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.70E-03 | 1.70E-03 | 3.91E-10 | 3.91E-10 | 1.46E-10 | 1.46E-10 | 1.70E-03 | 1.70E-03 | 1.70E-03 | 1.70E-03 |
| 2 - 4 ans | 1.50E-03 | 1.50E-03 | 4.02E-10 | 4.02E-10 | 3.61E-10 | 3.61E-10 | 1.50E-03 | 1.50E-03 | 1.50E-03 | 1.50E-03 |
| 5 - 11 ans | 9.36E-04 | 9.36E-04 | 3.14E-10 | 3.14E-10 | 2.59E-10 | 2.59E-10 | 9.36E-04 | 9.36E-04 | 9.36E-04 | 9.36E-04 |
| 12 - 19 ans | 5.92E-04 | 5.92E-04 | 1.89E-10 | 1.89E-10 | 1.09E-10 | 1.09E-10 | 5.92E-04 | 5.92E-04 | 5.92E-04 | 5.92E-04 |
| 20 ans et + | 5.33E-04 | 5.33E-04 | 1.56E-10 | 1.56E-10 | 9.41E-11 | 9.41E-11 | 5.33E-04 | 5.33E-04 | 5.33E-04 | 5.33E-04 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.10E+00 | 1.10E+00 |
| Appalaches | 1.10E+00 | 1.10E+00 |
| Grenville | 1.10E+00 | 1.10E+00 |
| Supérieur et Rae | 1.10E+00 | 1.10E+00 |
| Fosse du Labrador | 1.10E+00 | 1.10E+00 |

Bismuth (7440-69-9)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 212.00 |
| Solubilité (mg/L): | 9.05E+03 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 200.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 5.34E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 6.19E-10 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.74E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 5.00E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 4.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.56E-04 | 1.56E-04 | 1.20E-10 | 1.20E-10 | 8.50E-09 | 8.50E-09 | 1.56E-04 | 1.56E-04 | 1.56E-04 | 1.56E-04 |
| 2 - 4 ans | 8.50E-05 | 8.50E-05 | 1.20E-10 | 1.20E-10 | 7.16E-09 | 7.16E-09 | 8.50E-05 | 8.50E-05 | 8.50E-05 | 8.50E-05 |
| 5 - 11 ans | 5.70E-05 | 5.70E-05 | 9.70E-11 | 9.70E-11 | 5.90E-09 | 5.90E-09 | 5.70E-05 | 5.70E-05 | 5.70E-05 | 5.70E-05 |
| 12 - 19 ans | 3.74E-05 | 3.74E-05 | 5.80E-11 | 5.80E-11 | 5.00E-09 | 5.00E-09 | 3.74E-05 | 3.74E-05 | 3.74E-05 | 3.74E-05 |
| 20 ans et + | 3.13E-05 | 3.13E-05 | 4.80E-11 | 4.80E-11 | 4.80E-09 | 4.80E-09 | 3.13E-05 | 3.13E-05 | 3.13E-05 | 3.13E-05 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 3.00E-01 | 3.00E-01 |
| Appalaches | 3.00E-01 | 3.00E-01 |
| Grenville | 3.00E-01 | 3.00E-01 |
| Supérieur et Rae | 3.00E-01 | 3.00E-01 |
| Fosse du Labrador | 3.00E-01 | 3.00E-01 |

Cadmium (7440-43-9)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 112.40 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 6.4000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 3.21E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 2.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 5.50E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 5.00E-04 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 4.80E-06 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 1.50E+01 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 6.14E-04 | 6.14E-04 | 4.84E-10 | 4.84E-10 | 5.55E-10 | 5.55E-10 | 6.14E-04 | 6.14E-04 | 4.30E-05 | 4.30E-05 |
| 2 - 4 ans | 8.73E-04 | 8.73E-04 | 4.97E-10 | 4.97E-10 | 6.51E-10 | 6.51E-10 | 8.73E-04 | 8.73E-04 | 6.11E-05 | 6.11E-05 |
| 5 - 11 ans | 7.42E-04 | 7.42E-04 | 3.89E-10 | 3.89E-10 | 5.11E-10 | 5.11E-10 | 7.42E-04 | 7.42E-04 | 5.19E-05 | 5.19E-05 |
| 12 - 19 ans | 4.51E-04 | 4.51E-04 | 2.33E-10 | 6.60E-05 | 3.51E-10 | 3.51E-10 | 4.51E-04 | 5.17E-04 | 3.16E-05 | 7.12E-05 |
| 20 ans et + | 3.11E-04 | 3.11E-04 | 1.92E-10 | 5.30E-05 | 3.28E-10 | 3.28E-10 | 3.11E-04 | 3.64E-04 | 2.18E-05 | 5.36E-05 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

Concentrations bruit de fond (mg/kg)

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.50E+00 | 1.50E+00 |
| Appalaches | 1.30E+00 | 1.30E+00 |
| Grenville | 9.00E-01 | 9.00E-01 |
| Supérieur et Rae | 9.00E-01 | 9.00E-01 |
| Fosse du Labrador | 1.50E+00 | 1.50E+00 |

Calcium (7440-70-2)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 42.09 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 4.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 1.60E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.80E-05 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 8.50E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 7.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.60E+01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 5.85E+01 | 5.85E+01 | 2.34E-05 | 2.34E-05 | 3.57E-04 | 3.57E-04 | 5.85E+01 | 5.85E+01 | 5.85E+01 | 5.85E+01 |
| 2 - 4 ans | 4.95E+01 | 4.95E+01 | 2.40E-05 | 2.40E-05 | 3.12E-04 | 3.12E-04 | 4.95E+01 | 4.95E+01 | 4.95E+01 | 4.95E+01 |
| 5 - 11 ans | 2.93E+01 | 2.93E+01 | 1.88E-05 | 1.88E-05 | 2.57E-04 | 2.57E-04 | 2.93E+01 | 2.93E+01 | 2.93E+01 | 2.93E+01 |
| 12 - 19 ans | 1.68E+01 | 1.68E+01 | 1.12E-05 | 1.12E-05 | 2.11E-04 | 2.11E-04 | 1.68E+01 | 1.68E+01 | 1.68E+01 | 1.68E+01 |
| 20 ans et + | 1.13E+01 | 1.13E+01 | 9.30E-06 | 9.30E-06 | 2.03E-04 | 2.03E-04 | 1.13E+01 | 1.13E+01 | 1.13E+01 | 1.13E+01 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.80E+04 | 5.80E+04 |
| Appalaches | 5.80E+04 | 5.80E+04 |
| Grenville | 5.80E+04 | 5.80E+04 |
| Supérieur et Rae | 5.80E+04 | 5.80E+04 |
| Fosse du Labrador | 5.80E+04 | 5.80E+04 |

Chrome hexavalent (18540-29-9)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 52.00 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 841.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.86E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 2.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 5.50E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.00E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 2.86E-05 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 4.20E-01 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 5.10E+02 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.16E-04 | 2.16E-04 | 2.30E-10 | 2.30E-10 | 5.52E-09 | 5.52E-09 | 2.16E-04 | 2.16E-04 | 2.16E-05 | 2.16E-05 |
| 2 - 4 ans | 1.62E-04 | 1.62E-04 | 2.36E-10 | 2.36E-10 | 4.65E-09 | 4.65E-09 | 1.62E-04 | 1.62E-04 | 1.62E-05 | 1.62E-05 |
| 5 - 11 ans | 1.05E-04 | 1.05E-04 | 1.85E-10 | 1.85E-10 | 3.85E-09 | 3.85E-09 | 1.05E-04 | 1.05E-04 | 1.05E-05 | 1.05E-05 |
| 12 - 19 ans | 8.03E-05 | 8.03E-05 | 1.10E-10 | 5.00E-05 | 3.24E-09 | 3.24E-09 | 8.03E-05 | 1.30E-04 | 8.03E-06 | 5.05E-05 |
| 20 ans et + | 8.12E-05 | 8.12E-05 | 9.14E-11 | 4.00E-05 | 3.12E-09 | 3.12E-09 | 8.12E-05 | 1.21E-04 | 8.12E-06 | 4.21E-05 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.00E-01 | 5.00E-01 |
| Appalaches | 5.00E-01 | 5.00E-01 |
| Grenville | 5.00E-01 | 5.00E-01 |
| Supérieur et Rae | 5.00E-01 | 5.00E-01 |
| Fosse du Labrador | 5.00E-01 | 5.00E-01 |

Chrome trivalent (16065-83-1)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 52.00 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 841.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.86E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 2.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 5.50E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 1.50E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 2.00E-02 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.96E-04 | 1.96E-04 | 2.30E-08 | 2.30E-08 | 4.24E-11 | 4.24E-11 | 1.96E-04 | 1.96E-04 | 1.96E-05 | 1.96E-05 |
| 2 - 4 ans | 1.10E-02 | 1.10E-02 | 2.36E-08 | 2.36E-08 | 1.14E-10 | 1.14E-10 | 1.10E-02 | 1.10E-02 | 1.10E-03 | 1.10E-03 |
| 5 - 11 ans | 1.50E-02 | 1.50E-02 | 1.85E-08 | 1.85E-08 | 1.03E-10 | 1.03E-10 | 1.50E-02 | 1.50E-02 | 1.50E-03 | 1.50E-03 |
| 12 - 19 ans | 2.00E-02 | 2.00E-02 | 1.10E-08 | 5.00E-05 | 5.40E-11 | 5.40E-11 | 2.00E-02 | 2.01E-02 | 2.00E-03 | 2.04E-03 |
| 20 ans et + | 1.60E-02 | 6.60E-02 | 9.14E-09 | 4.00E-05 | 3.93E-11 | 3.93E-11 | 1.60E-02 | 6.60E-02 | 1.60E-03 | 6.63E-03 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 8.50E+01 | 8.50E+01 |
| Appalaches | 7.50E+01 | 7.50E+01 |
| Grenville | 4.50E+01 | 4.50E+01 |
| Supérieur et Rae | 8.50E+01 | 8.50E+01 |
| Fosse du Labrador | 8.00E+01 | 8.00E+01 |

Cobalt (7440-48-4)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 58.90 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 57.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.50E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 5.00E+01 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 5.00E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 1.00E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 2.86E-05 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 8.18E-04 | 8.18E-04 | 4.84E-09 | 4.84E-09 | 1.33E-08 | 1.33E-08 | 8.18E-04 | 8.18E-04 | 2.45E-04 | 2.45E-04 |
| 2 - 4 ans | 7.07E-04 | 7.07E-04 | 4.97E-09 | 4.97E-09 | 1.15E-08 | 1.15E-08 | 7.07E-04 | 7.07E-04 | 2.12E-04 | 2.12E-04 |
| 5 - 11 ans | 5.26E-04 | 5.26E-04 | 3.89E-09 | 3.89E-09 | 9.54E-09 | 9.54E-09 | 5.26E-04 | 5.26E-04 | 1.58E-04 | 1.58E-04 |
| 12 - 19 ans | 3.35E-04 | 3.35E-04 | 2.33E-09 | 2.33E-09 | 7.89E-09 | 7.89E-09 | 3.35E-04 | 3.35E-04 | 1.00E-04 | 1.00E-04 |
| 20 ans et + | 2.57E-04 | 2.57E-04 | 1.92E-09 | 1.92E-09 | 7.75E-09 | 7.75E-09 | 2.57E-04 | 2.57E-04 | 7.71E-05 | 7.71E-05 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.50E+01 | 1.50E+01 |
| Appalaches | 2.00E+01 | 2.00E+01 |
| Grenville | 1.50E+01 | 1.50E+01 |
| Supérieur et Rae | 2.00E+01 | 2.00E+01 |
| Fosse du Labrador | 2.50E+01 | 2.50E+01 |

Cuivre (7440-50-8)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 63.50 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 35.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.08E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 5.00E+01 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 1.40E-01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 1.70E-02 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 7.00E-02 | 7.00E-02 | 1.57E-08 | 1.57E-08 | 1.99E-06 | 1.99E-06 | 7.00E-02 | 7.00E-02 | 8.40E-03 | 8.40E-03 |
| 2 - 4 ans | 5.40E-02 | 5.40E-02 | 1.62E-08 | 1.62E-08 | 1.68E-06 | 1.68E-06 | 5.40E-02 | 5.40E-02 | 6.48E-03 | 6.48E-03 |
| 5 - 11 ans | 4.10E-02 | 4.10E-02 | 1.26E-08 | 1.26E-08 | 1.39E-06 | 1.39E-06 | 4.10E-02 | 4.10E-02 | 4.92E-03 | 4.92E-03 |
| 12 - 19 ans | 2.60E-02 | 2.60E-02 | 7.59E-09 | 7.59E-09 | 1.16E-06 | 1.16E-06 | 2.60E-02 | 2.60E-02 | 3.12E-03 | 3.12E-03 |
| 20 ans et + | 2.10E-02 | 2.10E-02 | 6.25E-09 | 6.25E-09 | 1.12E-06 | 1.12E-06 | 2.10E-02 | 2.10E-02 | 2.52E-03 | 2.52E-03 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

Concentrations bruit de fond (mg/kg)

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 4.00E+01 | 4.00E+01 |
| Appalaches | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Grenville | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Supérieur et Rae | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Fosse du Labrador | 1.00E+02 | 1.00E+02 |

Étain (7440-31-5)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 118.70 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 245.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 2.32E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.00E+03 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 8.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.00E-02 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 3.00E-02 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 4.47E-04 | 4.47E-04 | 2.42E-09 | 2.42E-09 | 2.43E-08 | 2.43E-08 | 4.47E-04 | 4.47E-04 | 2.24E-05 | 2.24E-05 |
| 2 - 4 ans | 1.60E-01 | 1.60E-01 | 2.49E-09 | 2.49E-09 | 2.05E-08 | 2.05E-08 | 1.60E-01 | 1.60E-01 | 8.00E-03 | 8.00E-03 |
| 5 - 11 ans | 1.00E-01 | 1.00E-01 | 1.94E-09 | 1.94E-09 | 1.70E-08 | 1.70E-08 | 1.00E-01 | 1.00E-01 | 5.00E-03 | 5.00E-03 |
| 12 - 19 ans | 6.30E-02 | 6.30E-02 | 1.16E-09 | 1.16E-09 | 1.42E-08 | 1.42E-08 | 6.30E-02 | 6.30E-02 | 3.15E-03 | 3.15E-03 |
| 20 ans et + | 5.70E-02 | 5.70E-02 | 9.62E-10 | 9.62E-10 | 1.37E-08 | 1.37E-08 | 5.70E-02 | 5.70E-02 | 2.85E-03 | 2.85E-03 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

Concentrations bruit de fond (mg/kg)

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.00E+00 | 5.00E+00 |
| Appalaches | 5.00E+00 | 5.00E+00 |
| Grenville | 5.00E+00 | 5.00E+00 |
| Supérieur et Rae | 5.00E+00 | 5.00E+00 |
| Fosse du Labrador | 5.00E+00 | 5.00E+00 |

Fer (7439-89-6)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 55.85 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 25.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 1.30E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.50E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.54E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 6.33E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.50E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 8.00E-01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 8.00E-01 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.71E+00 | 1.71E+00 | 2.73E-05 | 2.73E-05 | 5.47E-06 | 5.47E-06 | 1.71E+00 | 1.71E+00 | 1.71E+00 | 1.71E+00 |
| 2 - 4 ans | 7.70E-01 | 7.70E-01 | 2.80E-05 | 2.80E-05 | 8.38E-06 | 8.38E-06 | 7.70E-01 | 7.70E-01 | 7.70E-01 | 7.70E-01 |
| 5 - 11 ans | 4.10E-01 | 4.10E-01 | 2.19E-05 | 2.19E-05 | 6.85E-06 | 6.85E-06 | 4.10E-01 | 4.10E-01 | 4.10E-01 | 4.10E-01 |
| 12 - 19 ans | 2.60E-01 | 2.60E-01 | 1.31E-05 | 1.31E-05 | 4.17E-06 | 4.17E-06 | 2.60E-01 | 2.60E-01 | 2.60E-01 | 2.60E-01 |
| 20 ans et + | 2.10E-01 | 2.10E-01 | 1.08E-05 | 1.08E-05 | 3.63E-06 | 3.63E-06 | 2.10E-01 | 2.10E-01 | 2.10E-01 | 2.10E-01 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 3.30E+04 | 3.50E+04 |
| Appalaches | 3.30E+04 | 3.50E+04 |
| Grenville | 3.30E+04 | 3.50E+04 |
| Supérieur et Rae | 3.30E+04 | 3.50E+04 |
| Fosse du Labrador | 3.30E+04 | 3.50E+04 |

Lithium (7439-93-2)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 6.94 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 300.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 5.22E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 6.05E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 2.96E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.00E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 9.30E-02 | 1.80E-01 | 8.07E-09 | 8.07E-09 | 1.99E-08 | 1.99E-08 | 9.30E-02 | 1.80E-01 | 9.30E-02 | 1.80E-01 |
| 2 - 4 ans | 7.80E-02 | 5.80E-01 | 8.29E-09 | 8.29E-09 | 1.68E-08 | 1.68E-08 | 7.80E-02 | 5.80E-01 | 7.80E-02 | 5.80E-01 |
| 5 - 11 ans | 5.00E-02 | 3.00E-01 | 6.48E-09 | 6.48E-09 | 1.39E-08 | 1.39E-08 | 5.00E-02 | 3.00E-01 | 5.00E-02 | 3.00E-01 |
| 12 - 19 ans | 3.20E-02 | 1.70E-01 | 3.89E-09 | 3.89E-09 | 1.17E-08 | 1.17E-08 | 3.20E-02 | 1.70E-01 | 3.20E-02 | 1.70E-01 |
| 20 ans et + | 2.80E-02 | 1.40E-01 | 3.21E-09 | 3.21E-09 | 1.13E-08 | 1.13E-08 | 2.80E-02 | 1.40E-01 | 2.80E-02 | 1.40E-01 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 2.00E+01 | 2.00E+01 |
| Appalaches | 2.00E+01 | 2.00E+01 |
| Grenville | 2.00E+01 | 2.00E+01 |
| Supérieur et Rae | 2.00E+01 | 2.00E+01 |
| Fosse du Labrador | 2.00E+01 | 2.00E+01 |

Magnésium (7439-95-4)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-----------|
| Type: | Organique |
| Poids moléculaire: | 26.32 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 14.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 2.15E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 2.49E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.89E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 5.00E-01 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 4.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 5.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 5.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 8.12E+00 | 8.12E+00 | 6.45E-06 | 6.45E-06 | 4.14E-08 | 4.14E-08 | 8.12E+00 | 8.12E+00 | 8.12E+00 | 8.12E+00 |
| 2 - 4 ans | 1.17E+01 | 1.17E+01 | 6.63E-06 | 6.63E-06 | 4.33E-06 | 4.33E-06 | 1.17E+01 | 1.17E+01 | 1.17E+01 | 1.17E+01 |
| 5 - 11 ans | 7.76E+00 | 7.76E+00 | 5.18E-06 | 5.18E-06 | 2.76E-06 | 2.76E-06 | 7.76E+00 | 7.76E+00 | 7.76E+00 | 7.76E+00 |
| 12 - 19 ans | 4.82E+00 | 4.82E+00 | 3.11E-06 | 3.11E-06 | 4.05E-07 | 4.05E-07 | 4.82E+00 | 4.82E+00 | 4.82E+00 | 4.82E+00 |
| 20 ans et + | 4.14E+00 | 4.14E+00 | 2.57E-06 | 2.57E-06 | 2.21E-07 | 2.21E-07 | 4.14E+00 | 4.14E+00 | 4.14E+00 | 4.14E+00 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.50E+04 | 5.50E+04 |
| Appalaches | 5.50E+04 | 5.50E+04 |
| Grenville | 5.50E+04 | 5.50E+04 |
| Supérieur et Rae | 5.50E+04 | 5.50E+04 |
| Fosse du Labrador | 5.50E+04 | 5.50E+04 |

Molybdène (7439-98-7)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 95.90 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 18.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 2.62E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 1.00E+01 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 6.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 5.00E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 5.00E-03 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.10E-02 | 1.10E-02 | 1.57E-09 | 1.57E-09 | 1.43E-08 | 1.43E-08 | 1.10E-02 | 1.10E-02 | 9.90E-03 | 9.90E-03 |
| 2 - 4 ans | 8.40E-03 | 8.40E-03 | 1.62E-09 | 1.62E-09 | 1.23E-08 | 1.23E-08 | 8.40E-03 | 8.40E-03 | 7.56E-03 | 7.56E-03 |
| 5 - 11 ans | 6.00E-03 | 6.00E-03 | 1.26E-09 | 1.26E-09 | 1.02E-08 | 1.02E-08 | 6.00E-03 | 6.00E-03 | 5.40E-03 | 5.40E-03 |
| 12 - 19 ans | 3.40E-03 | 3.40E-03 | 7.59E-10 | 7.59E-10 | 8.49E-09 | 8.49E-09 | 3.40E-03 | 3.40E-03 | 3.06E-03 | 3.06E-03 |
| 20 ans et + | 2.50E-03 | 2.50E-03 | 6.25E-10 | 6.25E-10 | 8.15E-09 | 8.15E-09 | 2.50E-03 | 2.50E-03 | 2.25E-03 | 2.25E-03 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 2.00E+00 | 2.00E+00 |
| Appalaches | 2.00E+00 | 2.00E+00 |
| Grenville | 6.00E+00 | 6.00E+00 |
| Supérieur et Rae | 6.00E+00 | 6.00E+00 |
| Fosse du Labrador | 6.00E+00 | 6.00E+00 |

Nickel (7440-02-0)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 58.70 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 132.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.45E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 1.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 6.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 2.00E-02 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 1.40E-05 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 8.40E-01 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 3.20E-02 | 3.20E-02 | 1.73E-08 | 1.73E-08 | 1.43E-06 | 1.43E-06 | 3.20E-02 | 3.20E-02 | 1.60E-03 | 1.60E-03 |
| 2 - 4 ans | 2.20E-02 | 2.20E-02 | 1.78E-08 | 1.78E-08 | 1.20E-06 | 1.20E-06 | 2.20E-02 | 2.20E-02 | 1.10E-03 | 1.10E-03 |
| 5 - 11 ans | 1.40E-02 | 1.40E-02 | 1.39E-08 | 1.39E-08 | 1.00E-06 | 1.00E-06 | 1.40E-02 | 1.40E-02 | 7.01E-04 | 7.01E-04 |
| 12 - 19 ans | 8.40E-03 | 8.40E-03 | 8.36E-09 | 1.50E-04 | 8.43E-07 | 8.43E-07 | 8.40E-03 | 8.55E-03 | 4.21E-04 | 4.73E-04 |
| 20 ans et + | 7.30E-03 | 7.30E-03 | 6.89E-09 | 1.20E-04 | 8.11E-07 | 8.11E-07 | 7.30E-03 | 7.42E-03 | 3.66E-04 | 4.08E-04 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

Concentrations bruit de fond (mg/kg)

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Appalaches | 5.50E+01 | 5.50E+01 |
| Grenville | 3.00E+01 | 3.00E+01 |
| Supérieur et Rae | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Fosse du Labrador | 1.00E+02 | 1.00E+02 |

Or (7440-57-5)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 197.97 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 25.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 5.59E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 6.48E-10 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.89E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 5.50E-06 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 8.00E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 9.04E-05 | 9.04E-05 | 4.77E-11 | 4.77E-11 | 1.10E-08 | 1.10E-08 | 9.04E-05 | 9.04E-05 | 9.04E-05 | 9.04E-05 |
| 2 - 4 ans | 5.64E-05 | 5.64E-05 | 4.90E-11 | 4.90E-11 | 9.29E-09 | 9.29E-08 | 5.64E-05 | 5.65E-05 | 5.64E-05 | 5.65E-05 |
| 5 - 11 ans | 3.80E-05 | 3.80E-05 | 3.83E-11 | 3.83E-11 | 7.71E-09 | 7.71E-09 | 3.80E-05 | 3.80E-05 | 3.80E-05 | 3.80E-05 |
| 12 - 19 ans | 2.57E-05 | 2.57E-05 | 2.30E-11 | 6.70E-06 | 6.48E-09 | 6.48E-09 | 2.57E-05 | 3.24E-05 | 2.57E-05 | 3.24E-05 |
| 20 ans et + | 2.65E-05 | 2.65E-05 | 1.94E-11 | 5.66E-06 | 6.24E-09 | 6.24E-09 | 2.65E-05 | 3.22E-05 | 2.65E-05 | 3.22E-05 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 3.00E-02 | 3.00E-02 |
| Appalaches | 3.00E-02 | 3.00E-02 |
| Grenville | 3.00E-02 | 3.00E-02 |
| Supérieur et Rae | 3.00E-02 | 3.00E-02 |
| Fosse du Labrador | 3.00E-02 | 3.00E-02 |

Phosphore (7723-14-0)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-------------|
| Type: | Inorganique |
| Poids moléculaire: | 30.97 |
| Solubilité (mg/L): | 2.05E+05 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | -0.2700 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 1.1600 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 3.5000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 1.93E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 2.20E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 3.40E+01 |
| Point de fusion (°C): | 4.41E+01 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 5.50E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 4.30E+01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 3.96E+01 | 3.96E+01 | 6.59E-07 | 6.59E-07 | 1.24E-07 | 1.24E-07 | 3.96E+01 | 3.96E+01 | 3.96E+01 | 3.96E+01 |
| 2 - 4 ans | 4.80E+01 | 4.80E+01 | 6.76E-07 | 6.76E-07 | 3.32E-07 | 3.32E-07 | 4.80E+01 | 4.80E+01 | 4.80E+01 | 4.80E+01 |
| 5 - 11 ans | 3.31E+01 | 3.31E+01 | 5.29E-07 | 5.29E-07 | 2.34E-07 | 2.34E-07 | 3.31E+01 | 3.31E+01 | 3.31E+01 | 3.31E+01 |
| 12 - 19 ans | 2.25E+01 | 2.25E+01 | 3.18E-07 | 3.18E-07 | 9.97E-08 | 9.97E-08 | 2.25E+01 | 2.25E+01 | 2.25E+01 | 2.25E+01 |
| 20 ans et + | 1.69E+01 | 1.69E+01 | 2.68E-07 | 2.68E-07 | 8.43E-08 | 8.43E-08 | 1.69E+01 | 1.69E+01 | 1.69E+01 | 1.69E+01 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.20E+03 | 1.20E+03 |
| Appalaches | 1.20E+03 | 1.20E+03 |
| Grenville | 1.20E+03 | 1.20E+03 |
| Supérieur et Rae | 1.20E+03 | 1.20E+03 |
| Fosse du Labrador | 1.20E+03 | 1.20E+03 |

Plomb (7439-92-1)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 207.20 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 400.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 3.28E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 1.00E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.50E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 3.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.60E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 1.40E-04 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 8.50E-03 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 4.20E-02 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 5.07E-04 | 5.07E-04 | 4.52E-08 | 4.52E-08 | 5.67E-09 | 5.67E-09 | 5.07E-04 | 5.07E-04 | 2.54E-04 | 2.54E-04 |
| 2 - 4 ans | 5.53E-04 | 5.53E-04 | 4.64E-08 | 4.64E-08 | 5.11E-09 | 5.11E-09 | 5.53E-04 | 5.53E-04 | 2.77E-04 | 2.77E-04 |
| 5 - 11 ans | 3.88E-04 | 3.88E-04 | 3.63E-08 | 3.63E-08 | 4.28E-09 | 4.28E-09 | 3.88E-04 | 3.88E-04 | 1.94E-04 | 1.94E-04 |
| 12 - 19 ans | 2.32E-04 | 2.32E-04 | 2.18E-08 | 1.47E-04 | 3.46E-09 | 3.46E-09 | 2.32E-04 | 3.79E-04 | 1.16E-04 | 2.63E-04 |
| 20 ans et + | 2.02E-04 | 2.02E-04 | 1.80E-08 | 1.24E-04 | 3.28E-09 | 3.28E-09 | 2.02E-04 | 3.26E-04 | 1.01E-04 | 2.25E-04 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Appalaches | 4.00E+01 | 4.00E+01 |
| Grenville | 5.00E+01 | 5.00E+01 |
| Supérieur et Rae | 4.00E+01 | 4.00E+01 |
| Fosse du Labrador | 3.00E+01 | 3.00E+01 |

Potassium (74400-09-7)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-----------|
| Type: | Organique |
| Poids moléculaire: | 39.10 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 5.5000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 1.65E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.91E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 2.96E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 7.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.22E+02 | 1.22E+02 | 2.02E-06 | 2.02E-06 | 1.29E-08 | 1.29E-08 | 1.22E+02 | 1.22E+02 | 1.22E+02 | 1.22E+02 |
| 2 - 4 ans | 1.07E+02 | 1.07E+02 | 2.07E-06 | 2.07E-06 | 1.35E-06 | 1.50E-06 | 1.07E+02 | 1.07E+02 | 1.07E+02 | 1.07E+02 |
| 5 - 11 ans | 7.16E+01 | 7.16E+01 | 1.62E-06 | 1.62E-06 | 8.60E-07 | 8.60E-07 | 7.16E+01 | 7.16E+01 | 7.16E+01 | 7.16E+01 |
| 12 - 19 ans | 4.40E+01 | 4.40E+01 | 9.73E-07 | 9.73E-07 | 1.27E-07 | 1.27E-07 | 4.40E+01 | 4.40E+01 | 4.40E+01 | 4.40E+01 |
| 20 ans et + | 4.37E+01 | 4.37E+01 | 8.02E-07 | 8.02E-07 | 6.90E-08 | 6.90E-08 | 4.37E+01 | 4.37E+01 | 4.37E+01 | 4.37E+01 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 5.00E+03 | 5.00E+03 |
| Appalaches | 5.00E+03 | 5.00E+03 |
| Grenville | 5.00E+03 | 5.00E+03 |
| Supérieur et Rae | 5.00E+03 | 5.00E+03 |
| Fosse du Labrador | 5.00E+03 | 5.00E+03 |

Sélénium (7782-49-2)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 79.00 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 288.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 2.17E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 1.70E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 4.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.50E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 5.00E-03 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 5.00E-03 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.50E-03 | 2.50E-03 | 4.84E-09 | 4.84E-09 | 5.54E-09 | 5.54E-09 | 2.50E-03 | 2.50E-03 | 2.50E-03 | 2.50E-03 |
| 2 - 4 ans | 4.00E-03 | 4.00E-03 | 4.97E-09 | 4.97E-09 | 4.71E-09 | 4.71E-09 | 4.00E-03 | 4.00E-03 | 4.00E-03 | 4.00E-03 |
| 5 - 11 ans | 2.90E-03 | 2.90E-03 | 3.89E-09 | 3.89E-09 | 3.92E-09 | 3.92E-09 | 2.90E-03 | 2.90E-03 | 2.90E-03 | 2.90E-03 |
| 12 - 19 ans | 2.00E-03 | 2.00E-03 | 2.33E-09 | 2.33E-09 | 3.27E-09 | 3.72E-09 | 2.00E-03 | 2.00E-03 | 2.00E-03 | 2.00E-03 |
| 20 ans et + | 1.80E-03 | 1.80E-03 | 1.92E-09 | 1.92E-09 | 3.14E-09 | 3.14E-09 | 1.80E-03 | 1.80E-03 | 1.80E-03 | 1.80E-03 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.00E+00 | 1.00E+00 |
| Appalaches | 3.00E+00 | 3.00E+00 |
| Grenville | 3.00E+00 | 3.00E+00 |
| Supérieur et Rae | 3.00E+00 | 3.00E+00 |
| Fosse du Labrador | 1.00E+00 | 1.00E+00 |

Sodium (7440-23-5)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 22.99 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 100.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 2.35E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 2.72E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 2.96E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 3.50E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 5.50E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.30E+01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 4.14E+01 | 4.14E+01 | 5.24E-06 | 5.24E-06 | 1.85E-04 | 1.85E-04 | 4.14E+01 | 4.14E+01 | 4.14E+01 | 4.14E+01 |
| 2 - 4 ans | 1.63E+02 | 1.63E+02 | 5.39E-06 | 5.39E-06 | 1.55E-04 | 1.55E-04 | 1.63E+02 | 1.63E+02 | 1.63E+02 | 1.63E+02 |
| 5 - 11 ans | 1.31E+02 | 1.31E+02 | 4.21E-06 | 4.21E-06 | 1.29E-04 | 1.29E-04 | 1.31E+02 | 1.31E+02 | 1.31E+02 | 1.31E+02 |
| 12 - 19 ans | 9.53E+01 | 9.53E+01 | 2.53E-06 | 2.53E-06 | 1.08E-04 | 1.08E-04 | 9.53E+01 | 9.53E+01 | 9.53E+01 | 9.53E+01 |
| 20 ans et + | 4.44E+01 | 4.44E+01 | 2.08E-06 | 2.08E-06 | 1.04E-04 | 1.04E-04 | 4.44E+01 | 4.44E+01 | 4.44E+01 | 4.44E+01 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)

Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)

Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)

Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)

Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.30E+03 | 1.30E+03 |
| Appalaches | 1.30E+03 | 1.30E+03 |
| Grenville | 9.00E+02 | 9.00E+02 |
| Supérieur et Rae | 9.00E+02 | 9.00E+02 |
| Fosse du Labrador | 1.30E+03 | 1.30E+03 |

Strontium (7440-24-6)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 87.62 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 35.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 9.63E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.00E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 7.63E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.50E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 3.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 6.00E-01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 6.00E-01 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.50E-01 | 1.50E-01 | 3.15E-08 | 3.15E-08 | 8.94E-06 | 8.94E-06 | 1.50E-01 | 1.50E-01 | 1.50E-01 | 1.50E-01 |
| 2 - 4 ans | 1.10E-01 | 1.10E-01 | 3.23E-08 | 3.23E-08 | 7.53E-06 | 7.53E-06 | 1.10E-01 | 1.10E-01 | 1.10E-01 | 1.10E-01 |
| 5 - 11 ans | 7.70E-02 | 7.70E-02 | 2.53E-08 | 2.53E-08 | 6.25E-06 | 6.25E-06 | 7.70E-02 | 7.70E-02 | 7.70E-02 | 7.70E-02 |
| 12 - 19 ans | 4.80E-02 | 4.80E-02 | 1.52E-08 | 1.52E-08 | 5.25E-06 | 5.25E-06 | 4.80E-02 | 4.80E-02 | 4.80E-02 | 4.80E-02 |
| 20 ans et + | 4.70E-02 | 4.70E-02 | 1.25E-08 | 1.25E-08 | 5.05E-06 | 5.05E-06 | 4.70E-02 | 4.70E-02 | 4.70E-02 | 4.70E-02 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 7.80E+01 | 7.80E+01 |
| Appalaches | 7.80E+01 | 7.80E+01 |
| Grenville | 7.80E+01 | 7.80E+01 |
| Supérieur et Rae | 7.80E+01 | 7.80E+01 |
| Fosse du Labrador | 7.80E+01 | 7.80E+01 |

Thallium (7440-28-0)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 204.38 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 1500.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 5.30E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 6.00E-10 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 3.04E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.00E-03 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 4.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 7.00E-05 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 7.00E-05 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 8.91E-05 | 8.91E-05 | 3.11E-10 | 3.11E-10 | 9.82E-09 | 9.82E-09 | 8.91E-05 | 8.91E-05 | 8.91E-05 | 8.91E-05 |
| 2 - 4 ans | 1.22E-04 | 1.22E-04 | 3.19E-10 | 3.19E-10 | 8.27E-09 | 8.72E-09 | 1.22E-04 | 1.22E-04 | 1.22E-04 | 1.22E-04 |
| 5 - 11 ans | 9.37E-05 | 9.37E-05 | 2.49E-10 | 2.49E-10 | 6.86E-09 | 6.86E-09 | 9.37E-05 | 9.37E-05 | 9.37E-05 | 9.37E-05 |
| 12 - 19 ans | 5.74E-05 | 5.74E-05 | 1.50E-10 | 1.50E-10 | 5.77E-09 | 5.77E-09 | 5.74E-05 | 5.74E-05 | 5.74E-05 | 5.74E-05 |
| 20 ans et + | 4.60E-05 | 4.60E-05 | 1.23E-10 | 1.23E-10 | 5.55E-09 | 5.55E-09 | 4.60E-05 | 4.60E-05 | 4.60E-05 | 4.60E-05 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 7.70E-01 | 7.70E-01 |
| Appalaches | 7.70E-01 | 7.70E-01 |
| Grenville | 7.70E-01 | 7.70E-01 |
| Supérieur et Rae | 7.70E-01 | 7.70E-01 |
| Fosse du Labrador | 7.70E-01 | 7.70E-01 |

Titane (7440-32-6)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 47.88 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 1000.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 1.44E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.70E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.68E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 3.00E-02 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 3.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 1.53E-04 | 1.53E-04 | 1.65E-10 | 1.65E-10 | 2.32E-08 | 2.32E-08 | 1.53E-04 | 1.53E-04 | 1.53E-04 | 1.53E-04 |
| 2 - 4 ans | 9.29E-05 | 9.29E-05 | 1.70E-10 | 1.70E-10 | 1.95E-08 | 1.95E-08 | 9.29E-05 | 9.29E-05 | 9.29E-05 | 9.29E-05 |
| 5 - 11 ans | 6.29E-05 | 6.29E-05 | 1.33E-10 | 1.33E-10 | 1.62E-08 | 1.62E-08 | 6.29E-05 | 6.29E-05 | 6.29E-05 | 6.29E-05 |
| 12 - 19 ans | 4.33E-05 | 4.33E-05 | 7.98E-11 | 7.98E-11 | 1.36E-08 | 1.36E-08 | 4.33E-05 | 4.33E-05 | 4.33E-05 | 4.33E-05 |
| 20 ans et + | 4.71E-05 | 4.71E-05 | 6.57E-11 | 6.57E-11 | 1.31E-08 | 1.31E-08 | 4.71E-05 | 4.71E-05 | 4.71E-05 | 4.71E-05 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 4.10E-01 | 4.10E-01 |
| Appalaches | 4.10E-01 | 4.10E-01 |
| Grenville | 4.10E-01 | 4.10E-01 |
| Supérieur et Rae | 4.10E-01 | 4.10E-01 |
| Fosse du Labrador | 4.10E-01 | 4.10E-01 |

Uranium (naturel) (7440-61-1)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 283.03 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 450.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 4.40E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 5.00E-10 |
| Pression de vapeur (atm): | 5.60E-12 |
| Point de fusion (°C): | 1.13E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 6.00E-04 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 6.00E-04 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 6.00E-04 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 4.11E-04 | 4.11E-04 | 1.65E-08 | 1.65E-08 | 5.52E-08 | 5.52E-08 | 4.11E-04 | 4.11E-04 | 4.11E-04 | 4.11E-04 |
| 2 - 4 ans | 2.91E-04 | 2.91E-04 | 1.69E-08 | 1.69E-08 | 4.64E-08 | 4.64E-08 | 2.91E-04 | 2.91E-04 | 2.91E-04 | 2.91E-04 |
| 5 - 11 ans | 1.98E-04 | 1.98E-04 | 1.32E-08 | 1.32E-08 | 3.85E-08 | 3.85E-08 | 1.98E-04 | 1.98E-04 | 1.98E-04 | 1.98E-04 |
| 12 - 19 ans | 1.35E-04 | 1.35E-04 | 7.94E-09 | 7.94E-09 | 3.24E-08 | 3.24E-08 | 1.35E-04 | 1.35E-04 | 1.35E-04 | 1.35E-04 |
| 20 ans et + | 1.40E-04 | 1.40E-04 | 6.70E-09 | 6.70E-09 | 3.12E-08 | 3.12E-08 | 1.40E-04 | 1.40E-04 | 1.40E-04 | 1.40E-04 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 3.00E+01 | 3.00E+01 |
| Appalaches | 3.00E+01 | 3.00E+01 |
| Grenville | 3.00E+01 | 3.00E+01 |
| Supérieur et Rae | 3.00E+01 | 3.00E+01 |
| Fosse du Labrador | 3.00E+01 | 3.00E+01 |

Vanadium (7440-62-2)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|-----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 50.94 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 1000.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 1.40E-05 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.60E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.89E+03 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 6.33E+02 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.00E-05 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 2.50E-03 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.00E-04 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 3.00E-04 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 6.26E-04 | 6.26E-04 | 2.86E-08 | 2.86E-08 | 4.75E-08 | 4.75E-08 | 6.26E-04 | 6.26E-04 | 6.26E-04 | 6.26E-04 |
| 2 - 4 ans | 1.10E-03 | 1.10E-03 | 2.94E-08 | 2.94E-08 | 4.01E-08 | 4.01E-08 | 1.10E-03 | 1.10E-03 | 1.10E-03 | 1.10E-03 |
| 5 - 11 ans | 6.82E-04 | 6.82E-04 | 2.30E-08 | 2.30E-08 | 3.32E-08 | 3.32E-08 | 6.82E-04 | 6.82E-04 | 6.82E-04 | 6.82E-04 |
| 12 - 19 ans | 4.38E-04 | 4.38E-04 | 1.38E-08 | 1.38E-08 | 2.80E-08 | 2.80E-08 | 4.38E-04 | 4.38E-04 | 4.38E-04 | 4.38E-04 |
| 20 ans et + | 4.10E-04 | 4.10E-04 | 1.13E-08 | 1.13E-08 | 2.69E-08 | 2.69E-08 | 4.10E-04 | 4.10E-04 | 4.10E-04 | 4.10E-04 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 7.10E+01 | 7.70E+01 |
| Appalaches | 7.10E+01 | 7.70E+01 |
| Grenville | 7.10E+01 | 7.70E+01 |
| Supérieur et Rae | 7.10E+01 | 7.70E+01 |
| Fosse du Labrador | 7.10E+01 | 7.70E+01 |

Yttrium (7440-65-5)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 88.91 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 500.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 9.54E-06 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 1.10E-09 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 1.89E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+06 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 3.16E+00 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 2.00E-05 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 3.00E-04 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 2.45E-04 | 2.45E-04 | 1.00E-08 | 1.00E-08 | 1.71E-10 | 1.71E-10 | 2.45E-04 | 2.45E-04 | 2.45E-04 | 2.45E-04 |
| 2 - 4 ans | 1.12E-04 | 1.12E-04 | 1.03E-08 | 1.03E-08 | 2.05E-10 | 2.05E-10 | 1.12E-04 | 1.12E-04 | 1.12E-04 | 1.12E-04 |
| 5 - 11 ans | 7.14E-05 | 7.14E-05 | 8.10E-09 | 8.10E-09 | 1.76E-10 | 1.76E-10 | 7.14E-05 | 7.14E-05 | 7.14E-05 | 7.14E-05 |
| 12 - 19 ans | 4.91E-05 | 4.91E-05 | 4.86E-09 | 4.86E-09 | 1.23E-10 | 1.23E-10 | 4.91E-05 | 4.91E-05 | 4.91E-05 | 4.91E-05 |
| 20 ans et + | 3.58E-05 | 3.58E-05 | 4.01E-09 | 4.01E-09 | 1.09E-10 | 1.09E-10 | 3.58E-05 | 3.58E-05 | 3.58E-05 | 3.58E-05 |

Ing.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy. : dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy. : dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy. : dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max. : dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max. : dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max. : dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max. : dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 2.50E+01 | 2.50E+01 |
| Appalaches | 2.50E+01 | 2.50E+01 |
| Grenville | 2.50E+01 | 2.50E+01 |
| Supérieur et Rae | 2.50E+01 | 2.50E+01 |
| Fosse du Labrador | 2.50E+01 | 2.50E+01 |

Zinc (7440-66-6)

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES ET ENVIRONNEMENTALES

| | |
|--|----------|
| Type: | Métal |
| Poids moléculaire: | 65.40 |
| Solubilité (mg/L): | 0.00E+00 |
| Coefficient de partage octanol/eau (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption sur carbone organique (log 10): | 0.0000 |
| Coefficient d'adsorption au sol: | 38.0000 |
| Diffusivité dans l'air (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Diffusivité dans l'eau (m ² /seconde): | 0.00E+00 |
| Pression de vapeur (atm): | 0.00E+00 |
| Point de fusion (°C): | 4.20E+02 |
| Demi-vie dans l'eau de surface (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'eau souterraine (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans le sol (jours): | 1.00E+06 |
| Demi-vie dans l'air (jours): | 1.00E+03 |
| Constante de métabolisme par les végétaux (/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de perméabilité cutanée (cm/sec): | 1.00E-03 |
| Facteur de bioconcentration chez le poisson: | 2.50E+03 |
| Facteur de biotransfert diète-lait (jour/kg): | 1.00E-02 |
| Facteur de biotransfert diète-viande (jour/kg): | 1.00E-01 |

PROPRIÉTÉS TOXICOLOGIQUES

| | |
|--|----------|
| Dose de référence par ingestion (mg/kg/jour): | 3.00E-01 |
| Dose de référence par inhalation (mg/kg/jour): | 3.00E-01 |
| Coefficient de cancérogénicité par ingestion (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Coefficient de cancérogénicité par inhalation (/mg/kg/jour): | 0.00E+00 |
| Échelle d'équivalence de toxicité: | Aucune |
| Facteur d'équivalence de toxicité: | 0.00E+00 |

DOSES BRUIT DE FOND

| Age | Ing.moy. | Ing.max. | Inh.moy. | Inh.max. | Cut.moy. | Cut.max. | Ext.moy. | Ext.max. | Abs.moy. | Abs.max. |
|-------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| 0 - 1 an | 7.20E-01 | 7.20E-01 | 2.54E-08 | 2.54E-08 | 3.76E-07 | 3.76E-07 | 7.20E-01 | 7.20E-01 | 1.44E-01 | 1.44E-01 |
| 2 - 4 ans | 5.60E-01 | 5.60E-01 | 2.61E-08 | 2.61E-08 | 3.19E-07 | 3.19E-07 | 5.60E-01 | 5.60E-01 | 1.12E-01 | 1.12E-01 |
| 5 - 11 ans | 3.99E-01 | 3.99E-01 | 2.04E-08 | 2.04E-08 | 2.64E-07 | 2.64E-07 | 3.99E-01 | 3.99E-01 | 7.98E-02 | 7.98E-02 |
| 12 - 19 ans | 2.60E-01 | 2.60E-01 | 1.22E-08 | 1.22E-08 | 2.21E-07 | 2.21E-07 | 2.60E-01 | 2.60E-01 | 5.20E-02 | 5.20E-02 |
| 20 ans et + | 1.93E-01 | 1.93E-01 | 1.01E-08 | 1.01E-08 | 2.13E-07 | 0.00E+00 | 1.93E-01 | 1.93E-01 | 3.86E-02 | 3.86E-02 |

Ing.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.moy.: dose bruit de fond "moyenne" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.moy.: dose bruit de fond externe "moyenne" (mg/kg/jour)
Abs.moy.: dose bruit de fond absorbée "moyenne" (mg/kg/jour)

Ing.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Inh.max.: dose bruit de fond "maximale" par inhalation (mg/kg/jour)
Cut.max.: dose bruit de fond "maximale" par ingestion (mg/kg/jour)
Ext.max.: dose bruit de fond externe "maximale" (mg/kg/jour)
Abs.max.: dose bruit de fond absorbée "maximale" (mg/kg/jour)

CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LE SOL

| Secteur / province géologique | Concentrations bruit de fond (mg/kg) | |
|--------------------------------|--------------------------------------|--------------|
| | Milieu urbain | Milieu rural |
| Basses-Terres du Saint-Laurent | 1.10E+02 | 1.10E+02 |
| Appalaches | 1.30E+02 | 1.30E+02 |
| Grenville | 1.00E+02 | 1.00E+02 |
| Supérieur et Rae | 1.20E+02 | 1.20E+02 |
| Fosse du Labrador | 2.30E+02 | 2.30E+02 |

ANNEXE G

**DOSES ADDITIONNELLES D'EXPOSITION ESTIMÉES POUR
ÉVALUER LES RISQUES**

**Doses d'exposition "additionnelles" utilisées
pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer**

Doses d'exposition (mg/kg.j) "additionnelles" estimées à partir des concentrations maximales sur 24 heures estimées dans l'air ambiant

| Substance | Dose "additionnelle" totale par ingestion | | | | | Dose "additionnelle" totale par inhalation | | | | | Dose "additionnelle" totale par contact cutané | | | | |
|-------------------|---|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|
| | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans |
| Aluminium | 4,52E-05 | 1,09E-04 | 1,97E-05 | 8,38E-06 | 7,10E-06 | 4,52E-06 | 4,64E-06 | 3,63E-06 | 2,18E-06 | 1,80E-06 | 6,78E-10 | 1,44E-09 | 1,16E-09 | 6,78E-10 | 5,02E-10 |
| Antimoine | 5,33E-09 | 1,30E-08 | 2,33E-09 | 9,88E-10 | 8,38E-10 | 5,36E-10 | 5,51E-10 | 4,31E-10 | 2,59E-10 | 2,13E-10 | 3,55E-13 | 4,87E-12 | 3,61E-12 | 1,47E-12 | 8,95E-13 |
| Argent | 1,67E-09 | 3,94E-09 | 7,09E-10 | 3,01E-10 | 2,55E-10 | 1,62E-10 | 1,67E-10 | 1,30E-10 | 7,82E-11 | 6,45E-11 | 1,07E-13 | 9,08E-12 | 3,74E-12 | 6,72E-13 | 3,48E-13 |
| Arsenic | 1,60E-08 | 3,91E-08 | 7,00E-09 | 2,97E-09 | 2,52E-09 | 1,61E-09 | 1,65E-09 | 1,29E-09 | 7,76E-10 | 6,40E-10 | 8,80E-13 | 3,76E-12 | 2,98E-12 | 1,55E-12 | 1,07E-12 |
| Baryum | 8,53E-07 | 2,08E-06 | 3,73E-07 | 1,58E-07 | 1,34E-07 | 8,59E-08 | 8,82E-08 | 6,90E-08 | 4,14E-08 | 3,42E-08 | 5,67E-11 | 6,16E-10 | 4,65E-10 | 2,03E-10 | 1,27E-10 |
| Béryllium | 1,28E-09 | 3,13E-09 | 5,63E-10 | 2,39E-10 | 2,02E-10 | 1,29E-10 | 1,32E-10 | 1,03E-10 | 6,21E-11 | 5,12E-11 | 8,54E-14 | 7,18E-12 | 2,96E-12 | 5,33E-13 | 2,76E-13 |
| Bismuth | 1,07E-08 | 2,61E-08 | 4,69E-09 | 1,99E-09 | 1,69E-09 | 1,07E-09 | 1,10E-09 | 8,62E-10 | 5,17E-10 | 4,27E-10 | 5,74E-13 | 2,38E-12 | 1,88E-12 | 9,86E-13 | 6,83E-13 |
| Cadmium | 1,06E-09 | 2,61E-09 | 4,67E-10 | 1,98E-10 | 1,68E-10 | 1,07E-10 | 1,10E-10 | 8,62E-11 | 5,17E-11 | 4,27E-11 | 7,12E-14 | 4,27E-12 | 2,23E-12 | 4,42E-13 | 2,29E-13 |
| Calcium | 1,51E-05 | 3,65E-05 | 6,56E-06 | 2,78E-06 | 2,36E-06 | 1,50E-06 | 1,54E-06 | 1,20E-06 | 7,24E-07 | 5,96E-07 | 9,96E-10 | 7,23E-08 | 3,34E-08 | 6,20E-09 | 3,21E-09 |
| Chrome hexavalent | 2,13E-08 | 5,69E-08 | 9,30E-09 | 3,75E-09 | 3,18E-09 | 1,75E-09 | 1,79E-09 | 1,40E-09 | 8,42E-10 | 6,94E-10 | 4,29E-13 | 1,04E-12 | 8,46E-13 | 4,76E-13 | 3,46E-13 |
| Chrome trivalent | 5,35E-08 | 1,32E-07 | 2,34E-08 | 9,84E-09 | 8,34E-09 | 5,24E-09 | 5,39E-09 | 4,21E-09 | 2,53E-09 | 2,08E-09 | 1,21E-12 | 2,92E-12 | 2,35E-12 | 1,33E-12 | 9,70E-13 |
| Cobalt | 2,56E-08 | 6,25E-08 | 1,12E-08 | 4,74E-09 | 4,02E-09 | 2,57E-09 | 2,64E-09 | 2,07E-09 | 1,24E-09 | 1,02E-09 | 1,70E-12 | 1,89E-11 | 1,42E-11 | 6,17E-12 | 3,86E-12 |
| Cuivre | 4,97E-08 | 1,21E-07 | 2,17E-08 | 9,20E-09 | 7,81E-09 | 5,00E-09 | 5,14E-09 | 4,02E-09 | 2,41E-09 | 1,99E-09 | 3,31E-12 | 5,72E-11 | 4,15E-11 | 1,56E-11 | 9,15E-12 |
| Étain | 1,06E-08 | 2,61E-08 | 4,67E-09 | 1,98E-09 | 1,68E-09 | 1,07E-09 | 1,10E-09 | 8,62E-10 | 5,17E-10 | 4,27E-10 | 5,27E-13 | 1,95E-12 | 1,55E-12 | 8,26E-13 | 5,77E-13 |
| Fer | 2,03E-05 | 4,95E-05 | 8,90E-06 | 3,78E-06 | 3,20E-06 | 2,04E-06 | 2,09E-06 | 1,64E-06 | 9,82E-07 | 8,10E-07 | 1,35E-09 | 3,12E-08 | 2,18E-08 | 7,22E-09 | 4,05E-09 |
| Lithium | 2,75E-09 | 6,52E-09 | 1,17E-09 | 4,97E-10 | 4,22E-10 | 2,68E-10 | 2,75E-10 | 2,15E-10 | 1,29E-10 | 1,06E-10 | 1,19E-13 | 4,01E-13 | 3,19E-13 | 1,72E-13 | 1,22E-13 |
| Magnésium | 9,69E-06 | 2,35E-05 | 4,22E-06 | 1,79E-06 | 1,51E-06 | 9,64E-07 | 9,90E-07 | 7,74E-07 | 4,65E-07 | 3,83E-07 | 7,16E-10 | 5,41E-08 | 2,23E-08 | 4,04E-09 | 2,11E-09 |
| Manganèse | 2,72E-07 | 6,66E-07 | 1,19E-07 | 5,05E-08 | 4,28E-08 | 2,73E-08 | 2,81E-08 | 2,20E-08 | 1,31E-08 | 1,08E-08 | 1,80E-11 | 1,78E-10 | 1,35E-10 | 6,04E-11 | 3,83E-11 |
| Molybdène | 5,86E-09 | 1,43E-08 | 2,56E-09 | 1,08E-09 | 9,21E-10 | 5,89E-10 | 6,05E-10 | 4,73E-10 | 2,84E-10 | 2,34E-10 | 3,91E-13 | 1,18E-11 | 7,83E-12 | 2,26E-12 | 1,22E-12 |
| Nickel | 4,58E-08 | 1,11E-07 | 2,00E-08 | 8,47E-09 | 7,19E-09 | 4,60E-09 | 4,72E-09 | 3,69E-09 | 2,22E-09 | 1,83E-09 | 2,79E-12 | 1,52E-11 | 1,19E-11 | 5,99E-12 | 4,05E-12 |
| Or | 6,04E-10 | 1,47E-09 | 2,65E-10 | 1,12E-10 | 9,52E-11 | 6,05E-11 | 6,21E-11 | 4,86E-11 | 2,92E-11 | 2,41E-11 | 4,01E-14 | 9,27E-13 | 6,46E-13 | 2,14E-13 | 1,20E-13 |
| Phosphore | 3,08E-07 | 3,32E-07 | 1,31E-07 | 7,02E-08 | 5,97E-08 | 6,86E-08 | 7,05E-08 | 5,51E-08 | 3,31E-08 | 2,79E-08 | 2,86E-12 | 7,81E-11 | 5,10E-11 | 1,05E-11 | 6,33E-12 |
| Plomb | 2,13E-08 | 5,21E-08 | 9,34E-09 | 3,95E-09 | 3,35E-09 | 2,15E-09 | 2,20E-09 | 1,72E-09 | 1,03E-09 | 8,53E-10 | 8,12E-13 | 2,42E-12 | 1,94E-12 | 1,06E-12 | 7,58E-13 |
| Potassium | 2,11E-05 | 5,09E-05 | 9,15E-06 | 3,88E-06 | 3,29E-06 | 2,09E-06 | 2,15E-06 | 1,68E-06 | 1,01E-06 | 8,32E-07 | 1,55E-09 | 1,17E-07 | 4,83E-08 | 8,77E-09 | 4,58E-09 |
| Sélénium | 1,61E-08 | 3,91E-08 | 7,00E-09 | 2,97E-09 | 2,52E-09 | 1,61E-09 | 1,65E-09 | 1,29E-09 | 7,76E-10 | 6,40E-10 | 7,32E-13 | 2,50E-12 | 1,99E-12 | 1,07E-12 | 7,55E-13 |
| Sodium | 2,14E-05 | 4,95E-05 | 8,90E-06 | 3,78E-06 | 3,20E-06 | 2,04E-06 | 2,09E-06 | 1,64E-06 | 9,82E-07 | 8,10E-07 | 1,29E-09 | 8,80E-09 | 6,83E-09 | 3,30E-09 | 2,19E-09 |
| Strontium | 4,68E-07 | 1,13E-06 | 2,04E-07 | 8,67E-08 | 7,36E-08 | 4,68E-08 | 4,81E-08 | 3,76E-08 | 2,26E-08 | 1,86E-08 | 3,10E-11 | 5,35E-10 | 3,88E-10 | 1,46E-10 | 8,57E-11 |
| Thallium | 1,61E-08 | 3,91E-08 | 7,04E-09 | 2,98E-09 | 2,53E-09 | 1,61E-09 | 1,65E-09 | 1,29E-09 | 7,76E-10 | 6,40E-10 | 2,42E-13 | 5,16E-13 | 4,16E-13 | 2,41E-13 | 1,79E-13 |
| Titane | 1,85E-06 | 4,43E-06 | 7,97E-07 | 3,38E-07 | 2,87E-07 | 1,82E-07 | 1,87E-07 | 1,46E-07 | 8,79E-08 | 7,25E-08 | 3,69E-11 | 8,54E-11 | 6,88E-11 | 3,93E-11 | 2,87E-11 |
| Uranium (naturel) | 6,34E-09 | 7,01E-09 | 2,79E-09 | 1,49E-09 | 1,26E-09 | 1,46E-09 | 1,49E-09 | 1,17E-09 | 7,04E-10 | 5,94E-10 | 4,96E-14 | 6,33E-14 | 5,48E-14 | 3,73E-14 | 3,26E-14 |
| Vanadium | 6,44E-08 | 1,57E-07 | 2,82E-08 | 1,19E-08 | 1,01E-08 | 6,45E-09 | 6,63E-09 | 5,18E-09 | 3,11E-09 | 2,57E-09 | 1,30E-12 | 3,02E-12 | 2,43E-12 | 1,38E-12 | 1,01E-12 |
| Yttrium | 5,19E-09 | 1,28E-08 | 2,28E-09 | 9,65E-10 | 8,19E-10 | 5,20E-10 | 5,34E-10 | 4,18E-10 | 2,51E-10 | 2,07E-10 | 1,71E-13 | 4,74E-13 | 3,80E-13 | 2,11E-13 | 1,51E-13 |
| Zinc | 5,24E-08 | 1,26E-07 | 2,26E-08 | 9,58E-09 | 8,13E-09 | 5,20E-09 | 5,34E-09 | 4,18E-09 | 2,51E-09 | 2,07E-09 | 3,45E-12 | 5,53E-11 | 4,04E-11 | 1,56E-11 | 9,27E-12 |

**Doses d'exposition "additionnelles" utilisées
pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer**

Doses d'exposition "additionnelle" par ingestion - détails des différentes voies d'exposition

| Substance | Ingestion de sol | | | | | Ingestion de poussières intérieures | | | | | Ingestion de légumes (autres que racines/tubercules) | | | | | Ingestion de fruits | | | | | Ingestion de lait maternel |
|-------------------|------------------|------------|-------------|--------------|----------|-------------------------------------|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|---------------------|------------|-------------|--------------|----------|----------------------------|
| | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0 - 0,5 ans |
| Aluminium | 2,77E-06 | 1,03E-05 | 1,21E-06 | 3,81E-07 | 3,22E-07 | 2,29E-05 | 8,54E-05 | 9,99E-06 | 3,15E-06 | 2,66E-06 | 6,43E-06 | 2,97E-06 | 2,18E-06 | 1,47E-06 | 1,41E-06 | 1,29E-05 | 1,10E-05 | 6,36E-06 | 3,38E-06 | 2,71E-06 | 9,79E-08 |
| Antimoine | 3,31E-10 | 1,23E-09 | 1,45E-10 | 4,55E-11 | 3,84E-11 | 2,72E-09 | 1,01E-08 | 1,18E-09 | 3,74E-10 | 3,16E-10 | 7,56E-10 | 3,49E-10 | 2,56E-10 | 1,73E-10 | 1,67E-10 | 1,52E-09 | 1,30E-09 | 7,47E-10 | 3,96E-10 | 3,18E-10 | 7,71E-13 |
| Argent | 1,00E-10 | 3,73E-10 | 4,36E-11 | 1,37E-11 | 1,16E-11 | 8,22E-10 | 3,06E-09 | 3,59E-10 | 1,12E-10 | 9,54E-11 | 2,31E-10 | 1,06E-10 | 7,83E-11 | 5,28E-11 | 5,09E-11 | 4,65E-10 | 3,98E-10 | 2,28E-10 | 1,21E-10 | 9,72E-11 | 4,69E-11 |
| Arsenic | 9,94E-10 | 3,70E-09 | 4,34E-10 | 1,37E-10 | 1,15E-10 | 8,16E-09 | 3,04E-08 | 3,56E-09 | 1,12E-09 | 9,47E-10 | 2,27E-09 | 1,04E-09 | 7,69E-10 | 5,19E-10 | 5,00E-10 | 4,56E-09 | 3,90E-09 | 2,24E-09 | 1,18E-09 | 9,53E-10 | 1,38E-12 |
| Baryum | 5,23E-08 | 1,95E-07 | 2,28E-08 | 7,19E-09 | 6,07E-09 | 4,36E-07 | 1,62E-06 | 1,90E-07 | 5,98E-08 | 5,05E-08 | 1,21E-07 | 5,60E-08 | 4,11E-08 | 2,77E-08 | 2,67E-08 | 2,44E-07 | 2,08E-07 | 1,20E-07 | 6,35E-08 | 5,09E-08 | 4,32E-10 |
| Béryllium | 7,94E-11 | 2,96E-10 | 3,46E-11 | 1,09E-11 | 9,21E-12 | 6,53E-10 | 2,43E-09 | 2,85E-10 | 8,96E-11 | 7,57E-11 | 1,83E-10 | 8,47E-11 | 6,21E-11 | 4,19E-11 | 4,04E-11 | 3,69E-10 | 3,16E-10 | 1,81E-10 | 9,62E-11 | 7,71E-11 | 1,67E-15 |
| Bismuth | 6,63E-10 | 2,47E-09 | 2,89E-10 | 9,10E-11 | 7,69E-11 | 5,44E-09 | 2,03E-08 | 2,37E-09 | 7,47E-10 | 6,31E-10 | 1,52E-09 | 7,06E-10 | 5,18E-10 | 3,50E-10 | 3,37E-10 | 3,08E-09 | 2,63E-09 | 1,51E-09 | 8,02E-10 | 6,43E-10 | 7,76E-12 |
| Cadmium | 6,63E-11 | 2,47E-10 | 2,89E-11 | 9,10E-12 | 7,69E-12 | 5,44E-10 | 2,03E-09 | 2,37E-10 | 7,47E-11 | 6,31E-11 | 1,51E-10 | 6,99E-11 | 5,13E-11 | 3,46E-11 | 3,34E-11 | 3,04E-10 | 2,60E-10 | 1,49E-10 | 7,92E-11 | 6,35E-11 | 1,54E-12 |
| Calcium | 9,20E-07 | 3,43E-06 | 4,01E-07 | 1,26E-07 | 1,06E-07 | 7,61E-06 | 2,84E-05 | 3,32E-06 | 1,04E-06 | 8,82E-07 | 2,14E-06 | 9,88E-07 | 7,25E-07 | 4,89E-07 | 4,71E-07 | 4,30E-06 | 3,68E-06 | 2,11E-06 | 1,12E-06 | 8,99E-07 | 2,17E-07 |
| Chrome hexavalent | 4,28E-09 | 1,60E-08 | 1,87E-09 | 5,88E-10 | 4,96E-10 | 9,55E-09 | 3,56E-08 | 4,16E-09 | 1,31E-09 | 1,10E-09 | 2,46E-09 | 1,13E-09 | 8,35E-10 | 5,63E-10 | 5,43E-10 | 4,95E-09 | 4,23E-09 | 2,43E-09 | 1,29E-09 | 1,03E-09 | 4,27E-11 |
| Chrome trivalent | 4,28E-09 | 1,60E-08 | 1,87E-09 | 5,88E-10 | 4,96E-10 | 2,68E-08 | 1,00E-07 | 1,17E-08 | 3,68E-09 | 3,11E-09 | 7,39E-09 | 3,42E-09 | 2,51E-09 | 1,69E-09 | 1,63E-09 | 1,48E-08 | 1,27E-08 | 7,30E-09 | 3,87E-09 | 3,11E-09 | 1,15E-10 |
| Cobalt | 1,58E-09 | 5,91E-09 | 6,91E-10 | 2,18E-10 | 1,84E-10 | 1,30E-08 | 4,86E-08 | 5,69E-09 | 1,79E-09 | 1,51E-09 | 3,62E-09 | 1,68E-09 | 1,23E-09 | 8,30E-10 | 8,00E-10 | 7,29E-09 | 6,24E-09 | 3,58E-09 | 1,90E-09 | 1,52E-09 | 7,39E-11 |
| Cuivre | 3,01E-09 | 1,12E-08 | 1,31E-09 | 4,14E-10 | 3,49E-10 | 2,53E-08 | 9,45E-08 | 1,10E-08 | 3,48E-09 | 2,94E-09 | 7,05E-09 | 3,26E-09 | 2,39E-09 | 1,61E-09 | 1,55E-09 | 1,41E-08 | 1,21E-08 | 6,96E-09 | 3,69E-09 | 2,96E-09 | 1,07E-10 |
| Étain | 6,63E-10 | 2,47E-09 | 2,89E-10 | 9,10E-11 | 7,69E-11 | 5,44E-09 | 2,03E-08 | 2,37E-09 | 7,47E-10 | 6,31E-10 | 1,51E-09 | 6,99E-10 | 5,13E-10 | 3,46E-10 | 3,34E-10 | 3,04E-09 | 2,60E-09 | 1,49E-09 | 7,92E-10 | 6,35E-10 | 1,54E-11 |
| Fer | 1,25E-06 | 4,67E-06 | 5,46E-07 | 1,72E-07 | 1,45E-07 | 1,03E-05 | 3,85E-05 | 4,51E-06 | 1,41E-06 | 1,19E-06 | 2,90E-06 | 1,34E-06 | 9,84E-07 | 6,64E-07 | 6,40E-07 | 5,84E-06 | 5,00E-06 | 2,87E-06 | 1,52E-06 | 1,22E-06 | 7,35E-09 |
| Lithium | 1,65E-10 | 6,15E-10 | 7,19E-11 | 2,26E-11 | 1,91E-11 | 1,36E-09 | 5,07E-09 | 5,93E-10 | 1,87E-10 | 1,58E-10 | 3,82E-10 | 1,77E-10 | 1,30E-10 | 8,74E-11 | 8,43E-11 | 7,69E-10 | 6,58E-10 | 3,78E-10 | 2,00E-10 | 1,61E-10 | 7,74E-11 |
| Magnésium | 6,02E-07 | 2,25E-06 | 2,63E-07 | 8,27E-08 | 6,99E-08 | 4,89E-06 | 1,82E-05 | 2,13E-06 | 6,72E-07 | 5,67E-07 | 1,37E-06 | 6,35E-07 | 4,66E-07 | 3,14E-07 | 3,03E-07 | 2,76E-06 | 2,36E-06 | 1,35E-06 | 7,20E-07 | 5,78E-07 | 5,56E-08 |
| Manganèse | 1,74E-08 | 6,50E-08 | 7,61E-09 | 2,40E-09 | 2,02E-09 | 1,39E-07 | 5,17E-07 | 6,05E-08 | 1,91E-08 | 1,61E-08 | 3,85E-08 | 1,78E-08 | 1,30E-08 | 8,82E-09 | 8,50E-09 | 7,75E-08 | 6,63E-08 | 3,81E-08 | 2,02E-08 | 1,62E-08 | 1,38E-10 |
| Molybdène | 3,65E-10 | 1,35E-09 | 1,59E-10 | 5,01E-11 | 4,23E-11 | 2,99E-09 | 1,11E-08 | 1,30E-09 | 4,10E-10 | 3,46E-10 | 8,30E-10 | 3,84E-10 | 2,81E-10 | 1,90E-10 | 1,83E-10 | 1,67E-09 | 1,42E-09 | 8,20E-10 | 4,35E-10 | 3,49E-10 | 1,27E-11 |
| Nickel | 2,85E-09 | 1,06E-08 | 1,24E-09 | 3,92E-10 | 3,31E-10 | 2,33E-08 | 8,69E-08 | 1,01E-08 | 3,20E-09 | 2,70E-09 | 6,48E-09 | 3,00E-09 | 2,20E-09 | 1,48E-09 | 1,42E-09 | 1,30E-08 | 1,11E-08 | 6,40E-09 | 3,40E-09 | 2,72E-09 | 6,61E-11 |
| Or | 3,74E-11 | 1,39E-10 | 1,63E-11 | 5,14E-12 | 4,34E-12 | 3,07E-10 | 1,14E-09 | 1,34E-10 | 4,21E-11 | 3,56E-11 | 8,61E-11 | 3,98E-11 | 2,92E-11 | 1,97E-11 | 1,90E-11 | 1,74E-10 | 1,48E-10 | 8,52E-11 | 4,52E-11 | 3,63E-11 | 4,81E-15 |
| Phosphore | 3,17E-08 | 1,18E-07 | 1,38E-08 | 4,36E-09 | 3,68E-09 | 6,83E-09 | 2,55E-08 | 2,98E-09 | 9,38E-10 | 7,92E-10 | 8,61E-08 | 3,98E-08 | 2,92E-08 | 1,97E-08 | 1,90E-08 | 1,74E-07 | 1,48E-07 | 8,52E-08 | 4,52E-08 | 3,63E-08 | 9,62E-09 |
| Plomb | 1,32E-09 | 4,94E-09 | 5,78E-10 | 1,82E-10 | 1,54E-10 | 1,08E-08 | 4,06E-08 | 4,75E-09 | 1,49E-09 | 1,26E-09 | 3,02E-09 | 1,39E-09 | 1,02E-09 | 6,92E-10 | 6,67E-10 | 6,08E-09 | 5,20E-09 | 2,99E-09 | 1,58E-09 | 1,27E-09 | 7,70E-12 |
| Potassium | 1,28E-06 | 4,79E-06 | 5,60E-07 | 1,76E-07 | 1,49E-07 | 1,06E-05 | 3,96E-05 | 4,63E-06 | 1,45E-06 | 1,23E-06 | 2,98E-06 | 1,37E-06 | 1,01E-06 | 6,82E-07 | 6,58E-07 | 6,00E-06 | 5,13E-06 | 2,95E-06 | 1,56E-06 | 1,25E-06 | 2,11E-07 |
| Sélénium | 9,94E-10 | 3,70E-09 | 4,34E-10 | 1,37E-10 | 1,15E-10 | 8,16E-09 | 3,04E-08 | 3,56E-09 | 1,12E-09 | 9,47E-10 | 2,27E-09 | 1,04E-09 | 7,69E-10 | 5,19E-10 | 5,00E-10 | 4,56E-09 | 3,90E-09 | 2,24E-09 | 1,18E-09 | 9,53E-10 | 9,27E-11 |
| Sodium | 1,25E-06 | 4,67E-06 | 5,46E-07 | 1,72E-07 | 1,45E-07 | 1,03E-05 | 3,85E-05 | 4,51E-06 | 1,41E-06 | 1,19E-06 | 2,90E-06 | 1,34E-06 | 9,84E-07 | 6,64E-07 | 6,40E-07 | 5,84E-06 | 5,00E-06 | 2,87E-06 | 1,52E-06 | 1,22E-06 | 1,02E-06 |
| Strontium | 2,85E-08 | 1,06E-07 | 1,24E-08 | 3,92E-09 | 3,31E-09 | 2,37E-07 | 8,84E-07 | 1,03E-07 | 3,26E-08 | 2,75E-08 | 6,66E-08 | 3,08E-08 | 2,26E-08 | 1,52E-08 | 1,47E-08 | 1,34E-07 | 1,14E-07 | 6,59E-08 | 3,50E-08 | 2,80E-08 | 1,01E-09 |
| Thallium | 9,94E-10 | 3,70E-09 | 4,34E-10 | 1,37E-10 | 1,15E-10 | 8,16E-09 | 3,04E-08 | 3,56E-09 | 1,12E-09 | 9,47E-10 | 2,29E-09 | 1,06E-09 | 7,77E-10 | 5,25E-10 | 5,06E-10 | 4,62E-09 | 3,95E-09 | 2,27E-09 | 1,20E-09 | 9,64E-10 | 4,64E-11 |
| Titane | 1,12E-07 | 4,20E-07 | 4,91E-08 | 1,55E-08 | 1,30E-08 | 9,25E-07 | 3,45E-06 | 4,03E-07 | 1,27E-07 | 1,07E-07 | 2,60E-07 | 1,20E-07 | 8,81E-08 | 5,94E-08 | 5,73E-08 | 5,23E-07 | 4,47E-07 | 2,57E-07 | 1,36E-07 | 1,09E-07 | 2,63E-08 |
| Uranium (naturel) | 6,63E-10 | 2,47E-09 | 2,89E-10 | 9,10E-11 | 7,69E-11 | 1,43E-10 | 5,32E-10 | 6,23E-11 | 1,96E-11 | 1,66E-11 | 1,83E-09 | 8,48E-10 | 6,22E-10 | 4,20E-10 | 4,05E-10 | 3,69E-09 | 3,16E-09 | 1,81E-09 | 9,62E-10 | 7,72E-10 | 8,15E-12 |
| Vanadium | 3,96E-09 | 1,47E-08 | 1,73E-09 | 5,44E-10 | 4,60E-10 | 3,27E-08 | 1,22E-07 | 1,42E-08 | 4,49E-09 | 3,80E-09 | 9,19E-09 | 4,25E-09 | 3,12E-09 | 2,10E-09 | 2,03E-09 | 1,85E-08 | 1,58E-08 | 9,09E-09 | 4,82E-09 | 3,87E-09 | 1,86E-12 |
| Yttrium | 3,22E-10 | 1,20E-09 | 1,40E-10 | 4,42E-11 | 3,73E-11 | 2,64E-09 | 9,84E-09 | 1,15E-09 | 3,62E-10 | 3,06E-10 | 7,41E-10 | 3,43E-10 | 2,51E-10 | 1,70E-10 | 1,63E-10 | 1,49E-09 | 1,27E-09 | 7,33E-10 | 3,89E-10 | 3,12E-10 | 1,50E-13 |
| Zinc | 3,17E-09 | 1,18E-08 | 1,38E-09 | 4,36E-10 | 3,68E-10 | 2,64E-08 | 9,83E-08 | 1,15E-08 | 3,62E-09 | 3,06E-09 | 7,33E-09 | 3,39E-09 | 2,49E-09 | 1,68E-09 | 1,62E-09 | 1,47E-08 | 1,26E-08 | 7,24E-09 | 3,84E-09 | 3,08E-09 | 7,48E-10 |

**Doses d'exposition "additionnelles" utilisées
pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer**

Doses d'exposition "additionnelle" par inhalation - détails des différentes voies d'exposition

| Substance | Inhalation d'air intérieur | | | | | Inhalation d'air extérieur (air ambiant) | | | | |
|-------------------|----------------------------|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|
| | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans |
| Aluminium | 3,80E-06 | 3,90E-06 | 3,05E-06 | 1,83E-06 | 1,65E-06 | 7,17E-07 | 7,36E-07 | 5,76E-07 | 3,46E-07 | 1,46E-07 |
| Antimoine | 4,51E-10 | 4,64E-10 | 3,62E-10 | 2,18E-10 | 1,96E-10 | 8,52E-11 | 8,75E-11 | 6,84E-11 | 4,11E-11 | 1,73E-11 |
| Argent | 1,36E-10 | 1,40E-10 | 1,09E-10 | 6,58E-11 | 5,92E-11 | 2,57E-11 | 2,64E-11 | 2,07E-11 | 1,24E-11 | 5,24E-12 |
| Arsenic | 1,35E-09 | 1,39E-09 | 1,08E-09 | 6,53E-10 | 5,88E-10 | 2,55E-10 | 2,62E-10 | 2,05E-10 | 1,23E-10 | 5,20E-11 |
| Baryum | 7,23E-08 | 7,42E-08 | 5,80E-08 | 3,49E-08 | 3,14E-08 | 1,36E-08 | 1,40E-08 | 1,09E-08 | 6,58E-09 | 2,78E-09 |
| Béryllium | 1,08E-10 | 1,11E-10 | 8,69E-11 | 5,22E-11 | 4,70E-11 | 2,04E-11 | 2,10E-11 | 1,64E-11 | 9,85E-12 | 4,16E-12 |
| Bismuth | 9,03E-10 | 9,27E-10 | 7,25E-10 | 4,35E-10 | 3,92E-10 | 1,70E-10 | 1,75E-10 | 1,37E-10 | 8,21E-11 | 3,47E-11 |
| Cadmium | 9,03E-11 | 9,27E-11 | 7,25E-11 | 4,35E-11 | 3,92E-11 | 1,70E-11 | 1,75E-11 | 1,36E-11 | 8,21E-12 | 3,47E-12 |
| Calcium | 1,26E-06 | 1,29E-06 | 1,01E-06 | 6,09E-07 | 5,48E-07 | 2,38E-07 | 2,45E-07 | 1,91E-07 | 1,14E-07 | 4,85E-08 |
| Chrome hexavalent | 1,46E-09 | 1,50E-09 | 1,18E-09 | 7,09E-10 | 6,38E-10 | 2,77E-10 | 2,85E-10 | 2,23E-10 | 1,34E-10 | 5,64E-11 |
| Chrome trivalent | 4,41E-09 | 4,53E-09 | 3,54E-09 | 2,13E-09 | 1,92E-09 | 8,32E-10 | 8,55E-10 | 6,68E-10 | 4,01E-10 | 1,69E-10 |
| Cobalt | 2,16E-09 | 2,22E-09 | 1,74E-09 | 1,04E-09 | 9,40E-10 | 4,08E-10 | 4,20E-10 | 3,28E-10 | 1,97E-10 | 8,32E-11 |
| Cuivre | 4,21E-09 | 4,32E-09 | 3,38E-09 | 2,03E-09 | 1,83E-09 | 7,94E-10 | 8,15E-10 | 6,38E-10 | 3,83E-10 | 1,62E-10 |
| Étain | 9,03E-10 | 9,27E-10 | 7,25E-10 | 4,35E-10 | 3,92E-10 | 1,70E-10 | 1,75E-10 | 1,37E-10 | 8,21E-11 | 3,47E-11 |
| Fer | 1,71E-06 | 1,76E-06 | 1,37E-06 | 8,26E-07 | 7,44E-07 | 3,23E-07 | 3,32E-07 | 2,60E-07 | 1,56E-07 | 6,58E-08 |
| Lithium | 2,26E-10 | 2,32E-10 | 1,81E-10 | 1,08E-10 | 9,80E-11 | 4,26E-11 | 4,37E-11 | 3,42E-11 | 2,05E-11 | 8,67E-12 |
| Magnésium | 8,11E-07 | 8,33E-07 | 6,51E-07 | 3,91E-07 | 3,52E-07 | 1,53E-07 | 1,57E-07 | 1,23E-07 | 7,38E-08 | 3,12E-08 |
| Manganèse | 2,30E-08 | 2,36E-08 | 1,85E-08 | 1,11E-08 | 9,99E-09 | 4,34E-09 | 4,46E-09 | 3,49E-09 | 2,09E-09 | 8,84E-10 |
| Molybdène | 4,95E-10 | 5,09E-10 | 3,98E-10 | 2,39E-10 | 2,15E-10 | 9,35E-11 | 9,60E-11 | 7,51E-11 | 4,51E-11 | 1,90E-11 |
| Nickel | 3,87E-09 | 3,97E-09 | 3,11E-09 | 1,87E-09 | 1,68E-09 | 7,30E-10 | 7,50E-10 | 5,86E-10 | 3,52E-10 | 1,49E-10 |
| Or | 5,09E-11 | 5,23E-11 | 4,09E-11 | 2,45E-11 | 2,21E-11 | 9,60E-12 | 9,86E-12 | 7,71E-12 | 4,63E-12 | 1,96E-12 |
| Phosphore | 6,06E-08 | 6,22E-08 | 4,87E-08 | 2,92E-08 | 2,63E-08 | 8,00E-09 | 8,22E-09 | 6,43E-09 | 3,86E-09 | 1,63E-09 |
| Plomb | 1,81E-09 | 1,85E-09 | 1,45E-09 | 8,71E-10 | 7,84E-10 | 3,41E-10 | 3,50E-10 | 2,74E-10 | 1,64E-10 | 6,94E-11 |
| Potassium | 1,76E-06 | 1,81E-06 | 1,41E-06 | 8,49E-07 | 7,65E-07 | 3,32E-07 | 3,41E-07 | 2,67E-07 | 1,60E-07 | 6,77E-08 |
| Sélénium | 1,35E-09 | 1,39E-09 | 1,08E-09 | 6,53E-10 | 5,88E-10 | 2,55E-10 | 2,62E-10 | 2,05E-10 | 1,23E-10 | 5,20E-11 |
| Sodium | 1,71E-06 | 1,76E-06 | 1,37E-06 | 8,26E-07 | 7,44E-07 | 3,23E-07 | 3,32E-07 | 2,60E-07 | 1,56E-07 | 6,58E-08 |
| Strontium | 3,94E-08 | 4,04E-08 | 3,16E-08 | 1,90E-08 | 1,71E-08 | 7,43E-09 | 7,63E-09 | 5,96E-09 | 3,58E-09 | 1,51E-09 |
| Thallium | 1,35E-09 | 1,39E-09 | 1,08E-09 | 6,53E-10 | 5,88E-10 | 2,55E-10 | 2,62E-10 | 2,05E-10 | 1,23E-10 | 5,20E-11 |
| Titane | 1,53E-07 | 1,58E-07 | 1,23E-07 | 7,40E-08 | 6,66E-08 | 2,89E-08 | 2,97E-08 | 2,32E-08 | 1,39E-08 | 5,89E-09 |
| Uranium (naturel) | 1,28E-09 | 1,32E-09 | 1,03E-09 | 6,22E-10 | 5,60E-10 | 1,70E-10 | 1,75E-10 | 1,37E-10 | 8,21E-11 | 3,47E-11 |
| Vanadium | 5,43E-09 | 5,58E-09 | 4,36E-09 | 2,62E-09 | 2,36E-09 | 1,02E-09 | 1,05E-09 | 8,23E-10 | 4,94E-10 | 2,09E-10 |
| Yttrium | 4,38E-10 | 4,50E-10 | 3,52E-10 | 2,11E-10 | 1,90E-10 | 8,26E-11 | 8,48E-11 | 6,63E-11 | 3,98E-11 | 1,68E-11 |
| Zinc | 4,38E-09 | 4,50E-09 | 3,52E-09 | 2,11E-09 | 1,90E-09 | 8,26E-10 | 8,48E-10 | 6,63E-10 | 3,98E-10 | 1,68E-10 |

**Doses d'exposition "additionnelles" utilisées
pour estimer les risques d'effets chroniques autres que le cancer**

Doses d'exposition "additionnelle" par contact cutané - détails des différentes voies d'exposition

| Substance | Absorption cutanée à partir du sol | | | | | Absorption cutanée à partir des poussières intérieures | | | | | Absorption cutanée à partir de l'air intérieur | | | | | Absorption cutanée à partir de l'air extérieur (air ambiant) | | | | |
|-------------------|------------------------------------|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|--|------------|-------------|--------------|----------|
| | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans | 0-0,5 ans | >0,5-4 ans | >4 - 11 ans | >11 - 19 ans | >19 ans |
| Aluminium | 3,77E-13 | 2,29E-12 | 5,84E-12 | 2,13E-12 | 1,75E-12 | 5,53E-10 | 1,34E-09 | 1,07E-09 | 6,03E-10 | 4,32E-10 | 1,04E-10 | 8,81E-11 | 7,31E-11 | 6,14E-11 | 6,30E-11 | 1,97E-11 | 1,66E-11 | 1,37E-11 | 1,15E-11 | 5,58E-12 |
| Antimoine | 8,88E-16 | 8,93E-15 | 2,24E-14 | 7,72E-15 | 6,13E-15 | 3,40E-13 | 4,85E-12 | 3,58E-12 | 1,45E-12 | 8,81E-13 | 1,24E-14 | 1,04E-14 | 8,67E-15 | 7,29E-15 | 7,49E-15 | 2,34E-15 | 1,97E-15 | 1,64E-15 | 1,37E-15 | 6,63E-16 |
| Argent | 3,85E-16 | 8,46E-14 | 1,16E-13 | 1,37E-14 | 8,04E-15 | 1,02E-13 | 8,99E-12 | 3,62E-12 | 6,56E-13 | 3,37E-13 | 3,76E-15 | 3,16E-15 | 2,62E-15 | 2,20E-15 | 2,26E-15 | 7,09E-16 | 5,96E-16 | 4,95E-16 | 4,16E-16 | 2,00E-16 |
| Arsenic | 9,50E-16 | 6,49E-15 | 1,65E-14 | 5,94E-15 | 4,85E-15 | 8,35E-13 | 3,72E-12 | 2,93E-12 | 1,52E-12 | 1,04E-12 | 3,73E-14 | 3,14E-14 | 2,60E-14 | 2,19E-14 | 2,25E-14 | 7,03E-15 | 5,92E-15 | 4,91E-15 | 4,13E-15 | 1,99E-15 |
| Baryum | 1,21E-13 | 1,09E-12 | 2,76E-12 | 9,63E-13 | 7,71E-13 | 5,42E-11 | 6,12E-10 | 4,61E-10 | 2,00E-10 | 1,25E-10 | 1,99E-12 | 1,67E-12 | 1,38E-12 | 1,16E-12 | 1,19E-12 | 3,75E-13 | 3,16E-13 | 2,62E-13 | 2,20E-13 | 1,06E-13 |
| Béryllium | 3,05E-16 | 5,01E-14 | 8,38E-14 | 1,08E-14 | 6,38E-15 | 8,16E-14 | 7,13E-12 | 2,87E-12 | 5,20E-13 | 2,67E-13 | 2,98E-15 | 2,51E-15 | 2,08E-15 | 1,75E-15 | 1,80E-15 | 5,62E-16 | 4,73E-16 | 3,93E-16 | 3,30E-16 | 1,59E-16 |
| Bismuth | 6,03E-16 | 4,09E-15 | 1,03E-14 | 3,75E-15 | 3,06E-15 | 5,44E-13 | 2,35E-12 | 1,85E-12 | 9,65E-13 | 6,63E-13 | 2,49E-14 | 2,09E-14 | 1,73E-14 | 1,46E-14 | 1,50E-14 | 4,69E-15 | 3,95E-15 | 3,27E-15 | 2,75E-15 | 1,32E-15 |
| Cadmium | 2,55E-16 | 1,15E-14 | 2,67E-14 | 6,65E-15 | 4,49E-15 | 6,80E-14 | 4,26E-12 | 2,20E-12 | 4,34E-13 | 2,23E-13 | 2,49E-15 | 2,09E-15 | 1,73E-15 | 1,45E-15 | 1,49E-15 | 4,69E-16 | 3,95E-16 | 3,27E-16 | 2,75E-16 | 1,33E-16 |
| Calcium | 3,54E-12 | 2,42E-10 | 5,28E-10 | 1,10E-10 | 7,01E-11 | 9,51E-10 | 7,21E-08 | 3,29E-08 | 6,07E-09 | 3,12E-09 | 3,48E-11 | 2,92E-11 | 2,43E-11 | 2,04E-11 | 2,09E-11 | 6,56E-12 | 5,52E-12 | 4,58E-12 | 3,85E-12 | 1,85E-12 |
| Chrome hexavalent | 1,02E-15 | 6,30E-15 | 1,60E-14 | 5,85E-15 | 4,81E-15 | 3,80E-13 | 9,94E-13 | 7,96E-13 | 4,42E-13 | 3,15E-13 | 4,05E-14 | 3,40E-14 | 2,82E-14 | 2,37E-14 | 2,44E-14 | 7,63E-15 | 6,42E-15 | 5,33E-15 | 4,48E-15 | 2,16E-15 |
| Chrome trivalent | 1,02E-15 | 6,30E-15 | 1,60E-14 | 5,85E-15 | 4,81E-15 | 1,06E-12 | 2,79E-12 | 2,24E-12 | 1,24E-12 | 8,85E-13 | 1,21E-13 | 1,02E-13 | 8,48E-14 | 7,13E-14 | 7,32E-14 | 2,29E-14 | 1,93E-14 | 1,60E-14 | 1,34E-14 | 6,48E-15 |
| Cobalt | 3,73E-15 | 3,40E-14 | 8,58E-14 | 2,99E-14 | 2,39E-14 | 1,63E-12 | 1,88E-11 | 1,41E-11 | 6,10E-12 | 3,80E-12 | 5,96E-14 | 5,02E-14 | 4,16E-14 | 3,50E-14 | 3,59E-14 | 1,12E-14 | 9,46E-15 | 7,85E-15 | 6,60E-15 | 3,18E-15 |
| Cuivre | 9,11E-15 | 1,04E-13 | 2,62E-13 | 8,84E-14 | 6,95E-14 | 3,17E-12 | 5,69E-11 | 4,11E-11 | 1,54E-11 | 9,01E-12 | 1,16E-13 | 9,75E-14 | 8,09E-14 | 6,80E-14 | 6,98E-14 | 2,19E-14 | 1,84E-14 | 1,53E-14 | 1,28E-14 | 6,18E-15 |
| Étain | 5,04E-16 | 3,34E-15 | 8,49E-15 | 3,07E-15 | 2,51E-15 | 4,97E-13 | 1,92E-12 | 1,52E-12 | 8,05E-13 | 5,58E-13 | 2,49E-14 | 2,09E-14 | 1,73E-14 | 1,46E-14 | 1,50E-14 | 4,69E-15 | 3,95E-15 | 3,27E-15 | 2,75E-15 | 1,32E-15 |
| Fer | 4,26E-12 | 6,04E-11 | 1,50E-10 | 4,91E-11 | 3,80E-11 | 1,29E-09 | 3,11E-08 | 2,16E-08 | 7,14E-09 | 3,98E-09 | 4,72E-11 | 3,97E-11 | 3,29E-11 | 2,77E-11 | 2,84E-11 | 8,90E-12 | 7,49E-12 | 6,21E-12 | 5,23E-12 | 2,52E-12 |
| Lithium | 1,04E-16 | 6,79E-16 | 1,73E-15 | 6,26E-16 | 5,13E-16 | 1,11E-13 | 3,94E-13 | 3,13E-13 | 1,67E-13 | 1,17E-13 | 6,21E-15 | 5,23E-15 | 4,34E-15 | 3,65E-15 | 3,74E-15 | 1,17E-15 | 9,86E-16 | 8,18E-16 | 6,88E-16 | 3,31E-16 |
| Magnésium | 2,32E-12 | 5,53E-10 | 7,05E-10 | 8,25E-11 | 4,84E-11 | 6,11E-10 | 5,35E-08 | 2,15E-08 | 3,90E-09 | 2,00E-09 | 8,64E-11 | 7,27E-11 | 6,03E-11 | 5,07E-11 | 5,20E-11 | 1,63E-11 | 1,37E-11 | 1,13E-11 | 9,57E-12 | 4,61E-12 |
| Manganèse | 3,78E-14 | 3,29E-13 | 8,30E-13 | 2,91E-13 | 2,33E-13 | 1,72E-11 | 1,77E-10 | 1,34E-10 | 5,96E-11 | 3,77E-11 | 6,33E-13 | 5,33E-13 | 4,42E-13 | 3,72E-13 | 3,82E-13 | 1,20E-13 | 1,00E-13 | 8,34E-14 | 7,02E-14 | 3,38E-14 |
| Molybdène | 1,33E-15 | 2,42E-14 | 5,94E-14 | 1,87E-14 | 1,41E-14 | 3,73E-13 | 1,17E-11 | 7,76E-12 | 2,24E-12 | 1,20E-12 | 1,36E-14 | 1,14E-14 | 9,52E-15 | 8,01E-15 | 8,22E-15 | 2,57E-15 | 2,17E-15 | 1,80E-15 | 1,51E-15 | 7,27E-16 |
| Nickel | 3,69E-15 | 2,66E-14 | 6,76E-14 | 2,42E-14 | 1,97E-14 | 2,66E-12 | 1,51E-11 | 1,17E-11 | 5,89E-12 | 3,96E-12 | 1,06E-13 | 8,96E-14 | 7,44E-14 | 6,25E-14 | 6,42E-14 | 2,01E-14 | 1,69E-14 | 1,40E-14 | 1,18E-14 | 5,68E-15 |
| Or | 1,27E-16 | 1,80E-15 | 4,48E-15 | 1,46E-15 | 1,13E-15 | 3,84E-14 | 9,24E-13 | 6,41E-13 | 2,12E-13 | 1,18E-13 | 1,40E-15 | 1,17E-15 | 9,78E-16 | 8,23E-16 | 8,44E-16 | 2,64E-16 | 2,23E-16 | 1,85E-16 | 1,55E-16 | 7,47E-17 |
| Phosphore | 1,22E-13 | 9,31E-12 | 1,99E-11 | 3,95E-12 | 2,46E-12 | 8,54E-13 | 6,72E-11 | 2,97E-11 | 5,45E-12 | 2,80E-12 | 1,67E-12 | 1,40E-12 | 1,16E-12 | 9,79E-13 | 1,00E-12 | 2,20E-13 | 1,85E-13 | 1,54E-13 | 1,29E-13 | 6,23E-14 |
| Plomb | 6,44E-16 | 4,10E-15 | 1,04E-14 | 3,79E-15 | 3,11E-15 | 7,52E-13 | 2,37E-12 | 1,89E-12 | 1,02E-12 | 7,22E-13 | 4,97E-14 | 4,18E-14 | 3,47E-14 | 2,92E-14 | 2,99E-14 | 9,38E-15 | 7,89E-15 | 6,55E-15 | 5,50E-15 | 2,65E-15 |
| Potassium | 4,94E-12 | 1,17E-09 | 1,50E-09 | 1,76E-10 | 1,03E-10 | 1,32E-09 | 1,16E-07 | 4,67E-08 | 8,46E-09 | 4,35E-09 | 1,88E-10 | 1,58E-10 | 1,31E-10 | 1,10E-10 | 1,13E-10 | 3,54E-11 | 2,98E-11 | 2,47E-11 | 2,08E-11 | 1,00E-11 |
| Sélénium | 6,54E-16 | 4,26E-15 | 1,08E-14 | 3,93E-15 | 3,22E-15 | 6,87E-13 | 2,46E-12 | 1,95E-12 | 1,04E-12 | 7,27E-13 | 3,73E-14 | 3,14E-14 | 2,60E-14 | 2,19E-14 | 2,25E-14 | 7,03E-15 | 5,92E-15 | 4,91E-15 | 4,13E-15 | 1,99E-15 |
| Sodium | 2,01E-12 | 1,54E-11 | 3,90E-11 | 1,38E-11 | 1,12E-11 | 1,24E-09 | 8,73E-09 | 6,75E-09 | 3,26E-09 | 2,14E-09 | 4,72E-11 | 3,97E-11 | 3,29E-11 | 2,77E-11 | 2,84E-11 | 8,90E-12 | 7,49E-12 | 6,21E-12 | 5,23E-12 | 2,52E-12 |
| Strontium | 8,63E-14 | 9,91E-13 | 2,48E-12 | 8,37E-13 | 6,58E-13 | 2,96E-11 | 5,33E-10 | 3,85E-10 | 1,44E-10 | 8,43E-11 | 1,08E-12 | 9,12E-13 | 7,57E-13 | 6,36E-13 | 6,53E-13 | 2,04E-13 | 1,72E-13 | 1,43E-13 | 1,20E-13 | 5,78E-14 |
| Thallium | 1,35E-16 | 8,20E-16 | 2,09E-15 | 7,63E-16 | 6,28E-16 | 1,97E-13 | 4,78E-13 | 3,83E-13 | 2,15E-13 | 1,54E-13 | 3,73E-14 | 3,14E-14 | 2,60E-14 | 2,19E-14 | 2,25E-14 | 7,03E-15 | 5,92E-15 | 4,91E-15 | 4,13E-15 | 1,99E-15 |
| Titane | 2,28E-14 | 1,39E-13 | 3,55E-13 | 1,30E-13 | 1,06E-13 | 3,18E-11 | 8,10E-11 | 6,49E-11 | 3,62E-11 | 2,58E-11 | 4,22E-12 | 3,55E-12 | 2,95E-12 | 2,48E-12 | 2,54E-12 | 7,97E-13 | 6,71E-13 | 5,56E-13 | 4,68E-13 | 2,25E-13 |
| Uranium (naturel) | 2,88E-16 | 1,82E-15 | 4,64E-15 | 1,69E-15 | 1,38E-15 | 9,12E-15 | 2,77E-14 | 2,21E-14 | 1,20E-14 | 8,50E-15 | 3,55E-14 | 2,99E-14 | 2,48E-14 | 2,08E-14 | 2,14E-14 | 4,69E-15 | 3,95E-15 | 3,27E-15 | 2,75E-15 | 1,32E-15 |
| Vanadium | 8,01E-16 | 4,91E-15 | 1,25E-14 | 4,56E-15 | 3,75E-15 | 1,12E-12 | 2,87E-12 | 2,30E-12 | 1,28E-12 | 9,14E-13 | 1,49E-13 | 1,26E-13 | 1,04E-13 | 8,77E-14 | 9,01E-14 | 2,82E-14 | 2,37E-14 | 1,97E-14 | 1,66E-14 | 7,97E-15 |
| Yttrium | 1,27E-16 | 7,96E-16 | 2,03E-15 | 7,37E-16 | 6,05E-16 | 1,57E-13 | 4,61E-13 | 3,68E-13 | 2,01E-13 | 1,42E-13 | 1,20E-14 | 1,01E-14 | 8,41E-15 | 7,07E-15 | 7,26E-15 | 2,27E-15 | 1,91E-15 | 1,58E-15 | 1,33E-15 | 6,43E-16 |
| Zinc | 9,25E-15 | 1,01E-13 | 2,54E-13 | 8,65E-14 | 6,82E-14 | 3,30E-12 | 5,51E-11 | 4,01E-11 | 1,54E-11 | 9,13E-12 | 1,21E-13 | 1,01E-13 | 8,41E-14 | 7,07E-14 | 7,26E-14 | 2,27E-14 | 1,91E-14 | 1,59E-14 | 1,33E-14 | 6,43E-15 |

Doses d'exposition "additionnelles "
utilisées pour estimer le risque
additionnel de cancer

Doses d'exposition (mg/kg/j) "additionnelles" moyennes sur la durée de vie

| Substance | Dose moyenne sur la durée de vie | | |
|-------------------|----------------------------------|------------|----------------|
| | Ingestion | Inhalation | Contact cutané |
| Arsenic | 2,27E-10 | 6,57E-11 | 1,16E-13 |
| Béryllium | 1,85E-11 | 5,32E-12 | 5,07E-14 |
| Cadmium | 1,54E-11 | 4,44E-12 | 3,88E-14 |
| Chrome hexavalent | 2,85E-10 | 7,20E-11 | 3,55E-14 |
| Nickel | 6,62E-10 | 1,91E-10 | 4,52E-13 |
| Plomb | 3,07E-10 | 8,88E-11 | 8,17E-14 |