

ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

PÉRIODE D'EXPLOITATION DE 2012 À 2015 ET
PROJET D'EXTENSION DE LA MINE CANADIAN MALARTIC

Document présenté à

Canadian Malartic GP
100, chemin du Lac Mourier
Malartic (Québec) J0Y 1Z0

2 juin 2016

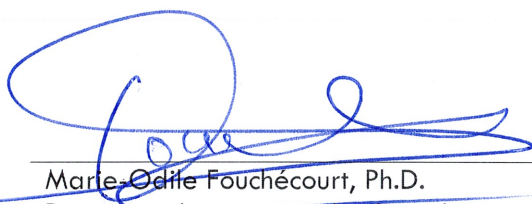
ÉVALUATION DES RISQUES TOXICOLOGIQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE

PÉRIODE D'EXPLOITATION DE 2012 À 2015 ET
PROJET D'EXTENSION DE LA MINE CANADIAN MALARTIC

Document présenté à

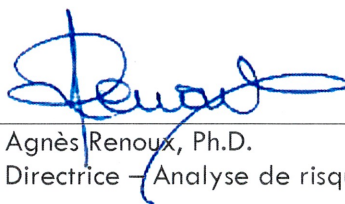
CANADIAN MALARTIC GP

Préparé et vérifié par :



Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D.
Directrice de projets – Analyse de risques

Approuvé par :



Agnès Renoux, Ph.D.
Directrice – Analyse de risques

2 juin 2016

Équipe de travail

➤ SANEXEN SERVICES ENVIRONNEMENTAUX INC

Marie-Odile Fouchécourt, Ph.D.

Analyse de l'information
Évaluation des risques
Rédaction

Mélyssa Deland, M.Sc.

Traitement des données de suivi de la qualité de
l'air

Agnès Renoux, Ph.D

Analyse statistique des données de suivi de la
qualité de l'air
Contrôle qualité

RÉSUMÉ

Canadian Malartic GP (CMGP) exploite à ciel ouvert un gisement aurifère situé à Malartic (Québec). L'exploitation commerciale du gisement¹ a débuté en mai 2011. Un projet d'Extension est actuellement soumis à la procédure provinciale d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. Des émissions atmosphériques, constituées de particules et de gaz, étant susceptibles d'être engendrées par les opérations de la mine, CMGP souhaitait que soient évalués les risques pour la santé de la population riveraine posés par ces émissions, depuis la mise en activité jusqu'au terme de l'exploitation de la mine (incluant le projet d'Extension), prévu en 2028. Il est à noter qu'une première étude d'évaluation du risque avait été effectuée par Sanexen² et présentée lors des audiences publiques tenues en 2009 concernant le projet original de Canadian Malartic. L'étude, en deux parties qui portaient respectivement sur les métaux et la silice, concluait que les émissions projetées ne devraient pas engendrer de risque significatif pour la santé de la population.

Un programme de suivi environnemental, conforme aux exigences du ministère de l'environnement du Québec³, a été mis en œuvre par l'exploitant en mars 2012. Ce programme a permis de collecter des données sur la qualité de l'air dans le noyau urbain de Malartic (au sud et au nord du noyau urbain) de 2012 à 2015⁴. Par ailleurs, une modélisation mathématique de la dispersion atmosphérique des émissions couvrant toutes les phases d'activités de l'exploitation minière a été réalisée par la firme WSP dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement pour le projet d'Extension.

L'objectif général de la présente étude était d'estimer quantitativement les risques toxicologiques pour la santé humaine que pourraient poser les émissions atmosphériques associées à l'exploitation de la mine, depuis sa mise en activité en 2011 jusqu'au terme de l'exploitation prévue par le projet d'Extension en 2028. Ces risques ont été évalués selon la procédure et les critères d'acceptabilité de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ). Les substances préoccupantes et considérées dans cette étude étaient les gaz (c'est-à-dire monoxyde de carbone (CO), dioxyde d'azote (NO₂) et dioxyde de soufre (SO₂)), les particules fines (PM_{2.5}) et les constituants des particules que sont les éléments traces (18 métaux et métalloïdes) et la silice cristalline. Les concentrations mesurées dans l'air à Malartic et les concentrations estimées par modélisation dans le cadre de l'étude d'impact ont été examinées et comparées aux niveaux sécuritaires pour la santé.

1 Par Corporation minière Osisko

2 Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux. Projet minier aurifère Canadian Malartic (Malartic, Québec). Présentée à GENIVAR pour le compte d'Osisko. Août 2008.

Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de silice. Projet minier aurifère Canadian Malartic (Malartic, Québec). Présentée à GENIVAR pour le compte d'Osisko. Février 2009.

3 À l'époque, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP)

4 Les mesures de la qualité de l'air se sont poursuivies en 2016, mais la présente étude ne porte que sur les données collectées jusqu'en décembre 2015.

Les données de suivi des concentrations dans l'air obtenues de 2012 à 2015 à Malartic ont permis de constater que les émissions de la mine n'avaient posé aucun risque significatif pour la santé des résidents de Malartic. Ces données de suivi étaient d'excellente qualité (fréquence d'échantillonnage, méthodologie suivie, limites de détection, etc.) pour tous les paramètres excepté la silice, ce qui s'explique par l'absence de méthodologie reconnue et éprouvée pour l'échantillonnage de la silice cristalline respirable¹ en milieu environnemental (différentes méthodologies d'échantillonnage ont été expérimentées à la demande du ministère de l'environnement du Québec²). L'examen des données de suivi a également révélé que les modélisations effectuées pour les années correspondantes surestimaient de façon importante les émissions de la mine (les concentrations modélisées étant plus élevées que les concentrations réelles mesurées). Cette observation a été corroborée par une étude menée par la firme WSP.

En mettant en perspective les concentrations obtenues par modélisation (2011-2028) avec l'ensemble des connaissances acquises sur les émissions réelles de la mine, il a pu être conclu que les émissions engendrées par l'exploitation de la mine Canadian Malartic, incluant le futur projet d'Extension, ne présentaient pas de risque significatif pour la santé de la population riveraine résidant dans le noyau urbain de Malartic ou au sud de la mine, sur le chemin des Merles.

Afin de s'assurer que les conditions étudiées dans la présente étude seront maintenues tout au long de l'exploitation, nous avons recommandé de :

- S'assurer que le Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques soit appliqué jusqu'à la fin de l'exploitation, ce qui implique, entre autres, le maintien du suivi de la qualité de l'air à Malartic et l'ajout d'une 3^e station d'échantillonnage de l'air (au sud-est du noyau urbain);
- Prendre les mesures nécessaires lors du suivi de qualité de l'air (modification des conditions d'échantillonnage et/ou d'analyse)³ afin que la limite de détection de la silice cristalline respirable soit suffisamment faible pour permettre une évaluation quantitative du risque à partir des concentrations mesurées. Il est recommandé que les concentrations de silice cristalline ainsi mesurées soient documentées dans les secteurs de la ville les plus exposés (sud et sud-est du noyau urbain) au cours de l'exploitation prévue.
- Réviser l'évaluation quantitative des risques posés par l'exposition cumulée à la silice en utilisant les données de suivi appropriées qui auront été ainsi obtenues. Une telle évaluation devrait être effectuée après l'acquisition d'au moins une année complète de données fiables pour la silice cristalline respirable.

1 C'est-à-dire la silice cristalline présente dans des particules dites respirables (PM₄), soit des particules dont le diamètre est de 4 µm ou moins.

2 Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) ou ses anciennes appellations (MDDEP, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP))

3 Actuellement, les particules respirables (PM₄) dans l'air de Malartic sont collectées sur des filtres sur des périodes de 24 h. Les concentrations de silice étant faibles, la quantité de silice accumulée sur les filtres en 24 h est insuffisante pour que la silice puisse être détectée en laboratoire. Un allongement de la période d'échantillonnage augmenterait la quantité de silice collectée sur le filtre et permettrait de quantifier les concentrations faibles de silice cristalline respirable dans l'air ambiant.

TABLE DES MATIÈRES

Page

RÉSUMÉ	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES ANNEXES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX	VIII
LISTE DES FIGURES.....	X
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	XI
GLOSSAIRE	XIII
1. INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectifs de l'étude	2
1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques.....	2
1.4 Limites d'interprétation de l'étude	5
2. IDENTIFICATION DU DANGER ET CONTEXTE D'EXPLOITATION	6
2.1 Description de la zone d'étude.....	6
2.2 Identification et caractérisation des émissions atmosphériques.....	8
2.2.1 Sources de particules, métaux et silice cristalline.....	8
2.2.2 Sources d'émanations gazeuses	8
2.2.3 Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques	9
2.2.4 Mesures d'atténuation considérées lors de la modélisation de la dispersion atmosphérique.....	10
2.3 Sélection des substances d'intérêt.....	10
3. EXAMEN DES DONNÉES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'AIR	12
3.1 Position des stations d'échantillonnage.....	12
3.2 Conditions d'échantillonnage et paramètres mesurés.....	13
3.3 Traitement et analyse des données.....	14
3.4 Concentrations mesurées dans l'air à Malartic	15
3.4.1 Dioxyde d'azote et particules (mesurés en continu).....	15
3.4.2 Métaux dans les particules totales (mesurés sur filtre).....	18
3.4.3 Silice cristalline respirable.....	20
3.5 Avis sur les limites d'interprétation relatives à l'utilisation des données de suivi de la qualité de l'air.....	21
4. CARACTÉRISATION TOXICOLOGIQUE	23
4.1 Effets potentiels sur la santé	23
4.2 Définition et application des valeurs toxicologiques de référence	26
4.2.1 Effets autres que le cancer	27
4.2.2 Cancer.....	29

4.3	Sources de VTR	30
4.3.1	Valeurs élaborées par des agences reconnues.....	30
4.3.2	Valeurs provisoires	31
4.4	VTR retenues	32
5.	CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION.....	38
5.1	Caractérisation des récepteurs.....	38
5.1.1	Identification des récepteurs	38
5.1.2	Scénarios d'exposition	41
5.2	Modélisations.....	42
5.2.1	Modélisation des concentrations additionnelles dans l'air.....	42
5.2.2	Modélisation des concentrations multimédia	43
5.3	Concentrations retenues dans les milieux environnementaux.....	44
5.3.1	Air.....	44
5.3.2	Autres milieux environnementaux et aliments	50
5.4	Niveaux d'exposition des récepteurs	51
5.4.1	Exposition aiguë par inhalation	51
5.4.2	Exposition chronique	51
5.4.3	Exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie	55
6.	ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES	56
6.1	Estimation des risques	56
6.1.1	Effets autres que le cancer	56
6.1.2	Risque additionnel de cancer estimé sur la durée de vie.....	64
6.2	Analyse de l'incertitude	65
6.2.1	Identification du danger.....	65
6.2.2	Caractérisation toxicologique.....	65
6.2.3	Caractérisation de l'exposition.....	67
6.3	Évaluation des risques	74
6.3.1	Risques toxicologiques posés par les émanations gazeuses	74
6.3.2	Risques toxicologiques posés par les particules fines (PM _{2.5})	77
6.3.3	Risques toxicologiques posés par les métaux.....	79
6.3.4	Risques toxicologiques posés par la silice cristalline respirable	83
7.	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	84
8.	RÉFÉRENCES	86

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	Cartes extraites de l'ÉIE
ANNEXE B	Conditions générales et limitations de l'étude
ANNEXE C	Illustration graphique des données de suivi de la qualité de l'air (2007 et 2012-2015)
ANNEXE D	Traitement et analyse statistique des données de suivi de la qualité de l'air à Malartic
ANNEXE E	Fiches toxicologiques
ANNEXE F	Équations et valeurs des paramètres utilisées pour la modélisation du transfert multimédia
ANNEXE G	Détermination des niveaux d'exposition bruit de fond
ANNEXE H	Concentrations additionnelles dans l'air (valeurs modélisées fournies par WSP)
ANNEXE I	Concentrations additionnelles de métaux estimées dans les milieux environnementaux par modélisation du transfert multimédia
ANNEXE J	Détails des doses d'exposition chronique estimées (métaux)
ANNEXE K	Estimation de l'exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie (métaux)
ANNEXE L	Indices de risque estimés pour l'exposition chronique aux métaux via plusieurs voies
ANNEXE M	Estimation de l'exposition cumulée à la silice cristalline respirable

LISTE DES TABLEAUX

	PAGE
TABEAU 1	Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques..... 11
TABEAU 2	Présentation sommaire des suivis de la qualité de l'air effectués à Malartic en 2007 et en 2012-2015..... 14
TABEAU 3	Comparaison des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de NO_2 et de particules dans l'air mesurées en continu à Malartic en 2007 et en 2012-2015..... 16
TABEAU 4	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux (PST) mesurées dans l'air à Malartic en 2007 et en 2012-2015..... 19
TABEAU 5	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de silice cristalline respirable mesurées dans l'air à Malartic en 2012-2015..... 20
TABEAU 6	Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt 24
TABEAU 7	Valeurs toxicologiques de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) retenues pour une exposition aiguë par inhalation (a. VTR_{inh}) 34
TABEAU 8	Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition chronique (c. VTR) – effets autres que le cancer 35
TABEAU 9	Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque de cancer 37
TABEAU 10	Sommaire des voies d'exposition considérées 41
TABEAU 11	Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations dans les milieux environnementaux d'intérêt 43
TABEAU 12	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) bruit de fond dans l'air 45
TABEAU 13	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles modélisées dans l'air ambiant pour estimer l'exposition aiguë et chronique 47
TABEAU 14	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles de métaux (PM_{10}) modélisées dans l'air ambiant pour estimer l'exposition cumulée par inhalation..... 48
TABEAU 15	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles de métaux (PST) modélisées dans l'air ambiant pour estimer l'exposition cumulée par ingestion et contact cutané..... 49
TABEAU 16	Doses (mg/kg-pc par jour) bruit de fond de métaux estimées pour une exposition chronique..... 53
TABEAU 17	Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles de métaux estimées pour une exposition chronique 54
TABEAU 18	Niveaux moyens d'exposition additionnelle à vie pour les métaux cancérigènes ou probablement cancérigènes chez l'humain..... 55
TABEAU 19	Indices de risque pour une exposition aiguë par inhalation 58
TABEAU 20	Indices de risque pour une exposition chronique par inhalation 60
TABEAU 21	Indices de risque pour l'exposition chronique aux métaux par plusieurs voies..... 62

TABLEAU 22	Risque additionnel de cancer estimé à partir des concentrations de métaux modélisées pour la durée totale projetée (2011-2028) d'exploitation de la mine.....	64
TABLEAU 23	Sommaire des indices de risque pour les métaux présentant au moins un indice de risque total supérieur à l'unité.....	80

LISTE DES FIGURES

	PAGE
FIGURE 1 Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation.....	4
FIGURE 2 Zone d'étude.....	7
FIGURE 3 Localisation des stations d'échantillonnage d'air à Malartic	13
FIGURE 4 Localisation des récepteurs.....	40

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

µg	Microgramme (1 µg = 0,000001 g)
Add.	(Concentration ou dose) additionnelle
Ag	Argent
As	Arsenic
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i> (États-Unis)
Ba	Baryum
Be	Béryllium
BF	Bruit de fond
BMD	Dose Benchmark
BMDL	Limite inférieure de l'intervalle confiance à 95% de la BMD
c. VTR	VTR chronique
Cal/EPA	<i>California Environmental Protection Agency</i>
Cd	Cadmium
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer (IARC en anglais)
CMGP	Canadian Malartic GP
Co	Cobalt
CO	Monoxyde de carbone
Cr	Chrome
Cr III	Chrome trivalent
Cu	Cuivre
ÉIE	Étude d'impact sur l'environnement
Hg	Mercur
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i> (États-Unis)
IARC	<i>International Agency for Research on Cancer</i> (CIRC en français)
INSPQ	Institut national de Santé publique du Québec
IR	Indice de risque
IR _{Add}	Indice de risque correspondant à l'exposition additionnelle (engendrée par le projet)
IR _{BF}	Indice de risque correspondant à l'exposition bruit de fond
IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (base de données de U.S. EPA)
IR _{Tot}	Indice de risque correspondant à l'exposition totale (bruit de fond + additionnelle)
LD	Limite de détection
LOAEL	Plus faible dose (ou concentration) ayant conduit à l'observation d'effets néfastes (<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>)

LSC95	Limite supérieure de confiance à 95% sur la moyenne
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (ancienne appellation du MDDELCC)
MEF	Ministère de l'Environnement et de la Faune (ancienne appellation du MDDELCC)
mg	Milligramme (1 mg = 0,001 g)
mg/kg-pc	Dose exprimée en milligramme par kilogramme de poids corporel
Mn	Manganèse
Mt	Mégatonne (1 million de tonnes)
Ni	Nickel
NO ₂	Dioxyde d'azote
NOAEL	Dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé (<i>No Observed Adverse Effect Level</i>)
OMS	Organisation mondiale de la santé
Pb	Plomb
PM ₁₀	Particules inhalables (diamètre aérodynamique < 10 µm)
PM _{2.5}	Particules fines (diamètre aérodynamique < 2,5 µm)
PM ₄	Particules respirables (diamètre aérodynamique ≤ 4 µm)
PSE	Programme de suivi environnemental
PST	Particules totales
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RIVM	<i>National Institute of Public Health and the Environment</i> des Pays-Bas
s.c. VTR	VTR sous-chronique
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
SiO ₂	Silice
SO ₂	Dioxyde de soufre
Ti	Titane
Tl	Thallium
TLV-TWA	<i>Threshold Limit Value - Time Weighted Average</i> (norme en milieu de travail)
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
V	Vanadium
VTR	Valeur toxicologique de référence
WSP	WSP Canada inc
Zn	Zinc

GLOSSAIRE

Coefficient de cancérogénicité (par voie orale) : estimation prudente du risque d'excès de cancer correspondant à une dose d'exposition de 1 mg/kg-pc par jour durant toute la vie. Par exemple, avec un coefficient de cancérogénicité de 2×10^{-6} par mg/kg-pc par jour (équivalent à 2E-06 (mg/kg-pc par jour)⁻¹), il est attendu que 2 cas de cancer additionnel pourraient se développer parmi une population de 1 million de personnes qui seraient exposées tous les jours durant toute leur vie à une dose quotidienne moyenne de 1 mg de substance par kg (pour une personne de 70 kg, dose quotidienne moyenne de 70 mg/jour). Pour estimer le risque additionnel de cancer à vie, le coefficient de cancérogénicité est multiplié par la dose d'exposition moyenne à vie (en mg/kg-pc par jour).

Dose (exprimée en mg/kg-pc par jour) : quantité d'une substance (en mg) qui a pénétré dans l'organisme (par ingestion, inhalation et/ou contact cutané) en une journée, divisée par le poids corporel (kg-pc).

Durée d'exposition aiguë : courte période d'exposition de 24 heures ou moins (dans la présente étude, des durées de 1 h, 8 h ou 24 h ont été considérées; ces durées correspondent à celles pour lesquelles des valeurs toxicologiques de référence sont disponibles).

Durée d'exposition chronique : longue période d'exposition, continue ou discontinue (365 jours ou plus).

Durée d'exposition sous-chronique : période d'exposition de plus de 1 jour et de moins d'une année.

Effets néfastes sur la santé : changement biochimique, déficience fonctionnelle ou lésion pathologique qui affecte la performance de l'organisme ou qui réduit la capacité de l'organisme à répondre à un enjeu environnemental additionnel.

Particules fines (PM_{2.5}) : particules (présentes dans l'air) qui sont suffisamment fines (diamètre aérodynamique de 2.5 µm ou moins) pour pénétrer dans les alvéoles pulmonaires (zone d'échanges gazeux).

Particules inhalables (PM₁₀) : particules (présentes dans l'air) dont le diamètre aérodynamique est de 10 µm ou moins, qui se déposent surtout dans la trachée et dans les bronches. La partie la plus grossière (comprise entre 2.5 et 10 µm) est ensuite expulsée par le mécanisme de clairance mucociliaire.

Particule respirable (PM₄) : fraction de particules (présentes dans l'air) qui sont suffisamment fines (diamètre aérodynamique de 4 µm ou moins) pour pénétrer dans la région alvéolaire des poumons. Cette fraction est définie dans un contexte d'hygiène industrielle.

Indice de risque : indice utilisé pour évaluer le risque d'effets néfastes autres que le cancer. L'indice de risque correspondant au niveau d'exposition estimé pour le récepteur (concentration ou dose d'exposition) divisé par la valeur toxicologique de référence correspondante.

Risque unitaire (par inhalation) : estimation prudente du risque d'excès de cancer correspondant à une exposition continue par inhalation à une concentration moyenne de 1 µg/m³ durant toute la vie. Par exemple, avec un risque unitaire de 2×10^{-6} par µg/m³ (équivalent à 2E-06 (µg/m³)⁻¹), il est attendu que 2 cas de cancer additionnel pourraient se développer sur une population de 1 million de personnes qui seraient exposées tous les jours durant toute leur vie à de l'air contenant 1 µg de la substance par m³. Pour

estimer le risque additionnel de cancer à vie, le risque unitaire est multiplié par la concentration d'exposition moyenne à vie (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Scénario d'exposition : ensemble de paramètres qui sont utilisés pour décrire les conditions dans lesquelles l'individu récepteur pourrait être exposé, et ce afin d'estimer le niveau d'exposition du récepteur puis les risques qui en découlent. Le scénario d'exposition précise les voies et les milieux d'exposition (ex. : inhalation d'air ambiant et d'air intérieur, ingestion de poussières), la fréquence de l'exposition (ex. : 24 h sur 24, 365 jours/année) et la durée de l'exposition (ex. : toute la durée de l'exploitation).

Silice cristalline : composant de base du sol, du sable, du granite et de nombreux autres minéraux. Le quartz en est la forme la plus commune.

Silice cristalline respirable : fraction respirable de silice cristalline présente dans l'air, c.-à-d. qui peut atteindre les poumons par inhalation. Ce terme est défini dans le contexte de l'hygiène en milieu de travail et réfère à la silice cristalline présente dans les particules respirables (PM_{10}).

Valeur toxicologique de référence (VTR) – effets autres que le cancer¹ : quantité d'une substance qui peut être ingérée ou inhalée tous les jours durant toute la vie et qui ne devrait pas conduire à la survenue d'effets néfastes sur la santé (effets autres que le cancer). Les VTR par inhalation correspondent à une concentration dans l'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) et les VTR par ingestion correspondent à une dose journalière par unité de poids corporel ($\text{mg}/\text{kg-pc}$ par jour).

¹ Pour le cancer, voir « coefficient de cancérogénicité » et « risque unitaire ».

1. INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Canadian Malartic GP (CMGP) exploite à ciel ouvert un gisement aurifère situé à Malartic, dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue. L'exploitation commerciale du gisement¹ a débuté en mai 2011. Un programme de suivi environnemental (PSE)² qui inclut un suivi de la qualité de l'air à Malartic conforme aux exigences du MDDEP³ a été mis en œuvre par l'exploitant en mars 2012. Il est à noter qu'une première étude d'évaluation du risque avait été effectuée par Sanexen⁴ et présentée lors des audiences publiques tenues en 2009 concernant le projet original de Canadian Malartic. L'étude, en deux parties qui portaient respectivement sur les métaux et la silice, concluait que les émissions projetées ne devraient pas engendrer de risque significatif pour la santé de la population.

Le projet « Extension Canadian Malartic » (ci-après appelé le projet d'Extension) consiste à prolonger la durée de vie de la mine en agrandissant la zone exploitée et en maintenant un niveau d'activité semblable au niveau actuel. Cette extension, qui prolongerait la période d'exploitation jusqu'en 2028, prévoit notamment l'agrandissement de la fosse actuelle dans le secteur Barnat (à l'est) et l'exploitation d'une nouvelle fosse (la fosse Jeffrey, au sud-est de la fosse Canadian Malartic). La localisation régionale du projet⁵ est indiquée à l'annexe A.

Le projet d'Extension est soumis à la procédure provinciale d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. Une étude d'impact sur l'environnement (ÉIE) a donc été réalisée par CMGP (WSP, 2015a). Cette ÉIE inclut notamment une modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions (particules, métaux, gaz) par les activités d'exploitation minière (WSP, 2015b). En complément, CMGP souhaitait que soient évalués les risques pour la santé de la population riveraine du projet posés par les émissions atmosphériques engendrées par l'ensemble des opérations de la mine, depuis sa mise en activité jusqu'au terme prévu de l'exploitation.

Sanexen Services environnementaux inc. (Sanexen) a été retenue par CMGP pour réaliser l'évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les gaz, les particules et leurs constituants (métaux, silice), et ce à partir i) des données de suivi de la qualité de l'air à Malartic (disponibles pour la période 2012-2015) et ii) des concentrations dans l'air qui pourraient être engendrées par l'exploitation de la mine (concentrations estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de la mine) depuis le début de l'exploitation jusqu'à la fin du projet d'Extension (2011-2028).

1 Par Corporation minière Osisko

2 Programme de suivi environnemental pour l'exploitation de la fosse et de l'usine de traitement du minerai du complexe minier, version 2 (GENIVAR 2011)

3 Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (ancienne appellation de l'actuel Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques)

4 Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de métaux. Projet minier aurifère Canadian Malartic (Malartic, Québec). Présentée à GENIVAR pour le compte d'Osisko. Août 2008.

Évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine liés aux émissions atmosphériques de silice. Projet minier aurifère Canadian Malartic (Malartic, Québec). Présentée à GENIVAR pour le compte d'Osisko. Février 2009.

5 Carte 2-2 tirée du chapitre 2 de l'ÉIE (WSP, 2015a).

1.2 Objectifs de l'étude

L'objectif général de la présente étude était d'estimer quantitativement, par une approche déterministe¹, les risques toxicologiques pour la santé humaine que pourraient poser les émissions atmosphériques associées à l'exploitation de la mine, depuis sa mise en activité (en 2011) jusqu'au terme de l'exploitation prévue par le projet d'Extension (2028), et d'évaluer ces risques selon les critères d'acceptabilité de l'Institut national de la santé publique du Québec (INSPQ). Les substances à considérer sont les gaz, les particules, les éléments traces (métaux et métalloïdes) et la silice cristalline respirable.

Les objectifs spécifiques de cette étude sont les suivants :

- A** Examiner les données de suivi de la qualité de l'air obtenues à Malartic au cours de l'exploitation passée (période 2012-2015), et établir les limites d'interprétation associées à leur utilisation dans le cadre de la présente étude;
- B** Estimer les risques toxicologiques posés par la qualité de l'air à Malartic durant les années passées d'exploitation de la mine, à partir des données de suivi 2012-2015;
- C** Estimer les risques toxicologiques posés par les émissions passées et futures (incluant le projet d'Extension) de la mine, à partir des concentrations modélisées par WSP;
- D** Évaluer les risques toxicologiques pour la santé de la population en tenant compte de l'ensemble de l'information disponible.

1.3 Démarche générale de l'évaluation des risques

Au Québec, toute évaluation des risques toxicologiques doit être réalisée conformément aux « Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec » de l'INSPQ, 2012a. Cette méthodologie a donc été suivie dans le cadre de la présente étude.

La démarche générale d'une évaluation des risques consiste essentiellement à mettre en relation les données toxicologiques sur les substances d'intérêt avec les niveaux d'exposition potentiels estimés pour un récepteur (ex. : individu résidant dans la zone d'étude), selon les conditions d'exposition propres à la zone d'étude. Cette approche peut être décrite en quatre principales étapes (figure 1) :

- *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 documenter les concentrations mesurées, s'il y a lieu;
- La *caractérisation toxicologique* de chaque substance consiste à identifier les effets néfastes possibles sur la santé et les niveaux jugés sécuritaires, c'est-à-dire assurant que le risque d'effets néfastes sur la santé humaine est négligeable (valeurs toxicologiques de référence (VTR) relatives au cancer et aux autres effets² sur la santé);
- La *caractérisation de l'exposition* consiste à identifier les récepteurs (combinaison d'un lieu et d'un individu) susceptibles d'être les plus exposés et à estimer, par modélisation, les niveaux

1 Approche selon laquelle une seule valeur est employée pour définir chaque paramètre d'exposition. Les paramètres d'exposition visent à représenter un individu moyen de la population étudiée (INSPQ, 2012a).

2 Afin de ne pas alourdir le texte dans le reste du document, il est sous-entendu que les « autres effets » réfèrent à des effets néfastes sur la santé autres que le cancer.

d'exposition de ces récepteurs à partir des concentrations estimées ou mesurées dans les milieux environnementaux d'intérêt et des conditions d'exposition à ces différents milieux (scénario d'exposition);

- *L'estimation et l'évaluation des risques* consistent à comparer les niveaux d'exposition obtenus avec les VTR (calcul des indices de risque et du risque de cancer) selon les recommandations émises par l'INSPQ (critères d'acceptabilité). Tel qu'expliqué ci-après, l'évaluateur doit réaliser une analyse approfondie des incertitudes reliées aux différents intrants de la modélisation pour qualifier le risque.

Dans la présente étude¹, le risque correspond à une probabilité qu'un événement (survenue d'un effet sur la santé) se produise. Par conséquent, le risque nul (une probabilité égale à zéro) n'existe pas et il est nécessaire de se référer à des balises pour évaluer le risque. L'INSPQ juge que le risque d'effets sur la santé est « négligeable »² lorsque le risque additionnel³ de cancer à vie est inférieur ou égal à un cas par million de personnes exposées ($\leq 1 \times 10^{-6}$, soit une augmentation du risque de 0,0001%) et lorsque, pour les autres effets sur la santé, les niveaux d'exposition sont inférieurs aux VTR (indices de risque inférieurs à l'unité).

Il est aussi possible que la probabilité que l'événement se produise soit extrêmement faible advenant le dépassement de ces critères d'acceptabilité. En effet, l'objectif d'une évaluation déterministe est de détecter tout risque potentiel, et non d'estimer précisément un niveau de risque. Par conséquent, le risque est estimé en utilisant des hypothèses prudentes, c.-à-d. qui vont surestimer l'exposition (et donc le risque), tout en restant plausibles. La combinaison de multiples hypothèses prudentes conduit nécessairement à une surestimation du risque par rapport au risque réel appréhendé. Cette surestimation volontaire doit être considérée lors de l'interprétation des résultats pour déterminer si le risque est significatif ou non. Il convient alors de procéder à une analyse approfondie des résultats en tenant compte du niveau de confiance (incertitude) attribué à chacune des étapes de l'étude. Lorsque, suite à cet exercice, la probabilité que l'événement se produise est jugée non significative, le risque est qualifié de « vraisemblablement négligeable », pour le distinguer du risque défini précédemment comme « négligeable ».

1 La définition générale de risque est la probabilité qu'un événement se produise, multipliée par la conséquence de cet événement. Étant donné que nous définissons ici, au préalable, la conséquence comme étant un effet néfaste pour la santé, le risque correspond à la probabilité que cet effet néfaste sur la santé se produise.

2 C'est-à-dire absence de risque à toute fin pratique, mais le risque étant une probabilité, il n'est pas possible de conclure à l'absence de risque (risque nul).

3 Par « additionnel », on entend additionnel au bruit de fond, c.-à-d. correspondant à la source qui est étudiée (activités d'exploitation de la mine Canadian Malartic dans le cas présent)

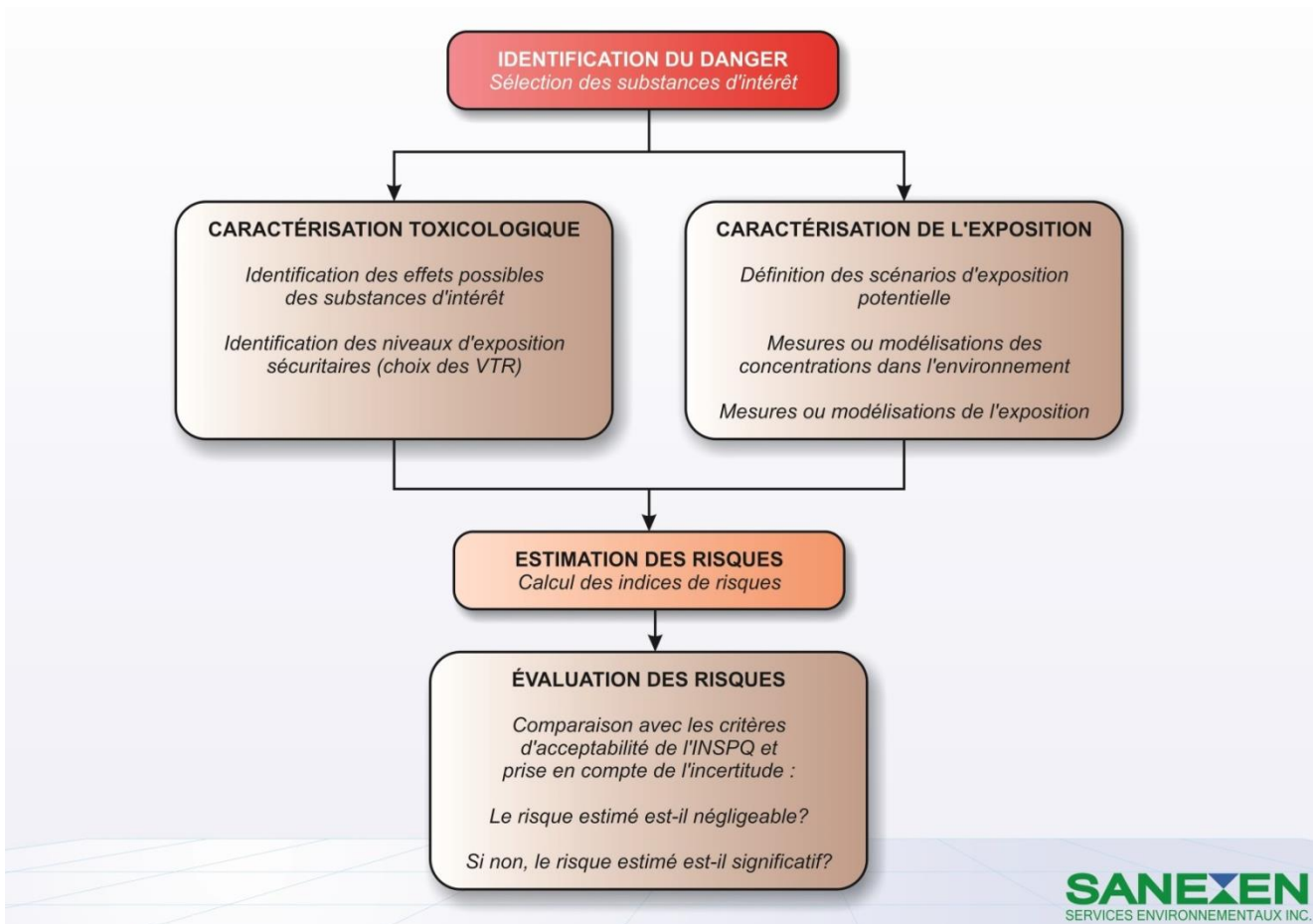


FIGURE 1 Démarche générale de l'évaluation des risques par modélisation

1.4 Limites d'interprétation de l'étude

La présente étude est une évaluation des risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les concentrations de substances (gaz, particules, métaux et silice cristalline respirable¹) mesurées dans l'air à Malartic de 2012 à 2015 ou potentiellement émises par les activités d'exploitation minières de CMGP (concentrations modélisées). Cette étude concerne les risques pour la santé estimés et évalués pour la population riveraine de la mine, ce qui inclut les personnes résidant dans le noyau urbain de Malartic ou le chemin des Merles (au sud de la zone d'exploitation minière). Elle exclut toute considération des risques toxicologiques pour la faune et la flore (risques écotoxicologiques).

Dans le cadre de la présente étude, il n'était pas toujours possible de connaître avec précision les concentrations de substances dans l'environnement auxquelles la population qui fréquente la zone d'étude potentiellement affectée par les activités minières pourrait être réellement exposée. Pour la période 2012-2015, les risques posés par les concentrations dans l'air de gaz, particules et métaux ont pu être en partie évalués à partir des données de suivi de la qualité de l'air disponibles (limites d'interprétation détaillées à la section 3.5)². Pour l'ensemble de la période d'exploitation (2011-2028), les risques posés par les émissions atmosphériques de la mine (gaz, particules, métaux et silice) ont été évalués à partir de concentrations modélisées. Ces concentrations dans l'air ambiant ont été estimées par la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de la mine. Cette modélisation a été réalisée par WSP conformément à la procédure imposée par le MDDELCC dans le cadre de l'étude d'impact. Cette modélisation visait donc à estimer les concentrations potentielles maximales dans l'air pouvant survenir durant la période d'activités minières et ne tenait pas compte du fait que les particules retombent. Par conséquent, il est attendu que ces concentrations modélisées dans l'air soient surestimées par rapport aux concentrations réelles anticipées. Les niveaux de risque ainsi estimés doivent donc être interprétés en conséquence.

Le dépôt des particules au sol n'étant pas considéré³ dans la modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de la mine exploitée par CMGP, la potentielle accumulation de métaux à long terme découlant des retombées atmosphériques n'a pu être ni estimée, ni considérée dans l'évaluation des risques. La présente étude ne couvre donc pas les risques toxicologiques associés aux retombées atmosphériques à long terme.

La présente étude a été réalisée selon les règles de l'art de l'analyse de risques, en suivant les lignes directrices de l'INSPQ. Les risques ont été estimés en utilisant les hypothèses prudentes recommandées par l'INSPQ pour estimer l'exposition des individus. Cette approche constitue un degré supplémentaire de prudence. Il s'agit d'une analyse déterministe et les conclusions sont valides dans la mesure où les hypothèses retenues sont représentatives de la réalité ou conduisent à une surestimation des concentrations de gaz, particules, métaux et silice cristalline dans l'environnement. L'ensemble des limitations décrites ci-haut ont été considérées à l'étape finale d'interprétation et d'évaluation du risque.

Les Conditions générales et limitations de l'étude sont fournies à l'annexe B.

1 C'est-à-dire la silice cristalline présente dans des particules dont le diamètre est de 4 µm ou moins (PM₄)

2 Les principales limites d'interprétation inhérentes aux données de suivi sont les suivantes : les concentrations réelles de substances mesurées dans l'air à Malartic ne permettent pas d'estimer le risque engendré uniquement par les émissions de la mine (ces concentrations sont influencées par d'autres sources d'émissions) ni d'estimer le risque cumulatif qui découle de la durée totale d'exploitation prévue, et les données disponibles pour la silice cristalline respirable sont insuffisantes pour estimer et évaluer le risque posé par la silice.

3 Du fait de la procédure imposée par le MDDELCC.

2. IDENTIFICATION DU DANGER ET CONTEXTE D'EXPLOITATION

2.1 Description de la zone d'étude

La zone d'étude pour les fins de l'évaluation des risques toxicologiques correspond au domaine de modélisation de la dispersion atmosphérique (8,5 km x 10 km) définie dans l'ÉIE (WSP, 2015b) en excluant la zone occupée par le projet d'Extension. La zone occupée par le projet d'Extension est située directement au sud et au sud-est du noyau urbain de Malartic. La zone d'étude est essentiellement présente sur le territoire de la municipalité de Malartic et recoupe, au nord et au sud, la municipalité de Rivière-Héva¹. Les limites de la zone d'étude sont indiquées à la figure 2.

L'utilisation du territoire de la zone d'étude est décrite au chapitre 6 de l'ÉIE (voir les cartes 6-1 et 6-2 de l'ÉIE reproduites à l'annexe A du présent rapport). L'utilisation du sol inclut des espaces à usages résidentiel, institutionnel, récréatif, agricole, industriel et forestier. La zone d'étude est traversée par la route 117 et par une voie ferrée. Les sources d'approvisionnement en eau potable de la ville de Malartic sont situées au nord-ouest du noyau urbain.

¹ Les limites de municipalité sont visibles à la carte 2-2 tirée du chapitre 2 de l'ÉIE, reproduite à l'annexe A



FIGURE 2 Zone d'étude

2.2 Identification et caractérisation des émissions atmosphériques

L'exploitation de la mine est susceptible d'entraîner l'émission dans l'atmosphère de particules et de composés gazeux, attribuables aux opérations et aux infrastructures. Les sources d'émissions incluent les activités d'extraction et de transport, les installations de la mine, et les piles de matériaux. L'identification et la description des sources d'émissions atmosphériques du projet d'Extension ont été présentées dans l'étude sectorielle portant sur la modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP, 2015b). Ces sources sont présentées sommairement dans les sections suivantes.

2.2.1 Sources de particules, métaux et silice cristalline

Les activités d'extraction et le transport par camions (routage) représentent une source volumique d'émissions de poussières. Les activités d'extraction incluent les forages et sautages dans la fosse, le chargement des matériaux (minerai, stériles, mort-terrain) et leur déchargement au concasseur (minerai) ou à leurs sites d'entreposage respectifs, le boutage sur les haldes de stockage ainsi que le concassage (mobile) pour la préparation des matériaux utilisés pour l'entretien des routes. Les émissions attribuables au routage découlent du soulèvement de poussières causé par le camionnage.

Les sources ponctuelles d'émission de particules identifiées par WSP incluent les dépoussiéreurs du concasseur, les chaudières et fours de réactivation du charbon à l'usine de traitement ainsi que les équipements actifs sur le site minier qui sont émetteurs de gaz d'échappement, soit les véhicules de transport, les véhicules de support minier (niveleuses et camions d'arrosage) et les équipements localisés (excavatrices, chargeuses, boteurs et foreuses).

Les sources surfaciques de particules¹ incluent les haldes et les piles de matériaux (stériles, minerai basse teneur et mort-terrain).

2.2.2 Sources d'émanations gazeuses

Les sources d'émissions d'oxydes gazeux (oxydes d'azote, oxydes de soufre et monoxyde de carbone) identifiées et considérées par WSP comprennent :

- Les opérations de sautage à l'aide d'explosifs;
- Les gaz d'échappement des véhicules affectés au transport (routage), au support minier (niveleuses et camions d'arrosage) et aux équipements localisés (excavatrices, chargeuses, boteurs et foreuses).

¹ Les particules sont remises en suspension dans l'air après érosion éolienne de la surface des matériaux.

2.2.3 Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques

Dans l'objectif d'atténuer et de contrôler les émissions atmosphériques, CMGP s'est engagée à mettre en place un « Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques » (WSP, 2015c). Ce plan intégré comprend un contrôle des émissions, un programme détaillé de suivi de la qualité de l'air et un programme de suivi des émissions à la source. La plupart des mesures d'atténuation et de contrôle décrites dans ce plan ont été mises en œuvre progressivement au cours de l'exploitation. L'efficacité de ces mesures est notamment illustrée par la diminution progressive¹ des concentrations de particules totales dans l'air de Malartic de 2012 à 2015. Les mesures d'atténuation et de contrôle seront maintenues tout au long de l'exploitation. Le plan intégré, qui est fourni à l'annexe QC-196 de l'ÉIE présente (sans s'y limiter):

- Les sources d'émissions atmosphériques (durant les phases de construction et d'exploitation);
- Les mesures d'atténuation courantes durant les phases de construction et d'exploitation². La plupart de ces mesures réduisant les émissions de poussières ont déjà été mises en œuvre dans le cadre de l'exploitation actuelle³;
- La station météorologique de la mine (installée au nord de la fosse Canadian Malartic depuis 2011);
- Le programme de suivi de la qualité de l'atmosphère, qui inclut :
 - le suivi en continu des concentrations de particules (depuis mars 2012) et d'oxydes d'azote (depuis juin 2012) à 2 stations situées au sud et dans le quartier nord de la ville, ainsi que le suivi des concentrations de particules totales et de certains de leurs constituants (métaux et silice) au sud de la ville depuis mars 2012,
 - l'ajout d'une 3^e station au sud-est de la ville (au nord de la rue Laurier)⁴ pour effectuer le même suivi qu'à la station Sud, c.-à-d. le suivi des gaz, des particules et des métaux,
 - le mécanisme⁵ qui permet de mettre en œuvre des actions préventives et des mesures d'atténuation particulières (modification et/ou interruption d'activités)⁶ si le suivi en temps réel des poussières indique une tendance vers un probable dépassement des normes de qualité de l'atmosphère;
- Le suivi des émissions à la source (échantillonnage au niveau des équipements représentant une source d'émission).

1 Tableau 4.14 de l'annexe S2QC-75 de l'ÉIE (WSP, 2015c).

2 Par exemple : prolongement de la butte-écran actuelle avec suivi des concentrations de particules en suspension totales (PST) intégré au système (construction), gestion appropriée des résidus ligneux (pas de brûlage), végétalisation des piles de mort-terrain/dépôt meubles, des haldes à stériles et des digues du parc à résidus afin de minimiser les émissions de poussières, forages à l'eau, restrictions des opérations de sautage et de boutage en fonction des conditions météorologiques (vent fort soufflant en direction de la ville), utilisation de pare-éclats lors des sautages, arrosage de la roche extraite (stériles et minéral), limitation de la hauteur de chute libre lors des opérations de chargement/déchargement, utilisation de matériaux non friables sur les routes non pavées et arrosage, limitation de la vitesse des véhicules, dispositifs de dépoussiérage au niveau de diverses installations.

3 Comme en témoigne le document « Suivi des actions - Alertes de poussières (2013 et 2014) » présenté à l'annexe QC-8 de l'ÉIE.

4 Communication personnelle de Mme Kim Cournoyer, CMGP (29 avril 2016).

5 « Programme d'alerte » détaillé dans le document « Procédure en cas de dépassement des normes de qualité de l'atmosphère et fiche de suivi des dépassements » présenté à l'annexe QC-7 de l'ÉIE.

6 Par exemple, arrosage continu du réseau de chemins; arrosage des matelas avant leur déplacement; réduction de la vitesse des camions; arrosage du matériel chargé; arrosage des zones de sautage; arrosage des zones problématiques; système d'arrosage au concasseur mobile ou arrêt immédiat de certains équipements (ex. : foreuse, chargeuses ou camions) (réponse à la question QC-101).

2.2.4 Mesures d'atténuation considérées lors de la modélisation de la dispersion atmosphérique

Toutes les sources d'émissions identifiées précédemment (sections 2.2.1 et 2.2.2) ont été considérées lors de la modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP, 2015b). Pour les poussières, les modélisations tiennent également compte de certaines des mesures d'atténuation des émissions déjà mises en place ou prévues dans le Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques. Ainsi, les modélisations tiennent compte de la restriction des opérations en fonction des conditions météorologiques (ex. : absence de sautage lorsque le vent souffle en direction de la ville) et de mesures d'atténuation courantes des émissions de poussières par certaines sources (ex. : systèmes de forage à l'eau, arrosage des routes non pavées, limitation de la vitesse des camions).

Certaines mesures d'atténuation faisant partie du Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques (ex. : arrêt d'activités à titre d'action préventive) ainsi que l'atténuation naturelle des émissions associées aux conditions hivernales (sol gelé et/ou couvert de neige) n'ont toutefois pas été considérées, ce qui peut contribuer à surestimer des concentrations modélisées.

2.3 Sélection des substances d'intérêt

Les substances considérées sont celles susceptibles d'être émises dans l'environnement par les activités minières de CMGP et qui ont fait l'objet de modélisation de la dispersion atmosphérique. Elles incluent:

- Des gaz, soit le monoxyde carbone (CO), le dioxyde d'azote (NO₂) et le dioxyde de soufre (SO₂);
- Les particules fines (PM_{2.5});
- Les métaux¹ (18)² associés aux particules en suspension totales (PST) et aux particules inhalables (PM₁₀);
- La silice cristalline respirable, c.-à-d. la silice cristalline associée aux particules respirables (PM₄).

Le tableau 1 résume les substances d'intérêt pour l'évaluation des risques.

¹ Bien que tous les éléments traces (métaux et métalloïdes) considérés dans la présente étude ne soient pas des métaux, le terme « métaux » a été utilisé de façon générique pour représenter tous ces éléments dans le reste du rapport.

² Le brome a été exclu de la liste des substances d'intérêt car il s'agit d'un halogène qui, naturellement, serait présent uniquement sous forme de gaz (Br₂). Cet élément n'a d'ailleurs pas été détecté dans les échantillons de stériles et minerais analysés (Golder 2014).

TABLEAU 1
Liste des substances retenues pour l'évaluation des risques

Nom de la substance	Symbole ou abréviation
Oxydes gazeux	
Monoxyde de carbone	CO
Dioxyde d'azote	NO ₂
Dioxyde de soufre	SO ₂
Particules et substances présentes dans les particules	
Particules fines ($\leq 2,5 \mu\text{m}$)	PM _{2,5}
Antimoine	Sb
Argent	Ag
Arsenic	As
Baryum	Ba
Béryllium	Be
Cadmium	Cd
Chrome	Cr
Cobalt	Co
Cuivre	Cu
Manganèse	Mn
Mercure	Hg
Nickel	Ni
Plomb	Pb
Sélénium	Se
Thallium	Tl
Titane	Ti
Vanadium	V
Zinc	Zn
Silice cristalline respirable	SCR

3. EXAMEN DES DONNÉES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'AIR

La qualité de l'air ambiant à Malartic a été documentée pour plusieurs paramètres (NO₂, particules (PST, PM_{2.5}), métaux et/ou silice cristalline) lors de 2 campagnes d'échantillonnage et d'analyse de l'air ambiant :

- La première campagne a été réalisée en 2007. Elle avait pour objectif de déterminer les concentrations initiales (c.-à-d. avant la construction des installations et l'exploitation de la mine) de particules, de métaux et de gaz. Les résultats (concentrations mesurées aux stations 1 et 2) ont été présentés dans le rapport de GENIVAR, 2008a.
- Une deuxième campagne a été mise en œuvre par l'exploitant de la mine à partir de mars 2012, lorsque l'exploitation de la mine était en cours. Ce suivi de la qualité de l'air (qui se poursuit actuellement) est basé sur le PSE (GENIVAR, 2011)¹. Les résultats (concentrations mesurées aux stations A2 et A1, ci-après appelées station Sud et station Nord, respectivement) ont été résumés dans la série de rapports² intitulée Programme de suivi de la qualité de l'air (PSQA) - Mesure des concentrations dans l'air.

Cette section résume et analyse l'ensemble des mesures collectées jusque fin décembre 2015.

3.1 Position des stations d'échantillonnage

Les résultats de suivi de la qualité de l'air disponibles pour les fins de la présente étude proviennent de stations d'échantillonnage situées en secteur résidentiel, dans le noyau urbain de Malartic :

- La station 1, située dans l'ancien secteur sud de la ville (avant délocalisation), utilisée en 2007;
- La station 2, située dans le cimetière municipal, dans le secteur nord de la ville, utilisée en 2007;
- La station Sud (A2), située à l'extrême sud de la ville (dans le parc Belvédère, sur la rue Frontenac) à quelques dizaines de mètres de la butte-écran qui longe la fosse Canadian Malartic, utilisée depuis 2012;
- La station Nord (A1), située à environ 1,3 km au nord de la fosse Canadian Malartic, dans le quartier nord de la ville (parc Stoykovitch, sur la rue Authier), utilisée depuis 2012.

La localisation de ces stations d'échantillonnage est illustrée à la figure 3.

¹ Toutefois, il importe de préciser que pour la silice cristalline respirable dans l'air ambiant, il n'existe pas de méthodologie d'échantillonnage et d'analyse qui soit reconnue et éprouvée dans un contexte environnemental. La méthodologie présentée dans le PSE avait donc été élaborée à partir des pratiques en milieu de travail. Le PSE recommandait que l'échantillonnage de silice cristalline respirable soit effectué sur une période d'une vingtaine de jours afin que la limite de détection analytique souhaitée pour l'évaluation du risque ($< 0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$) puisse être atteinte. De tels échantillonnages ont effectivement été réalisés en 2012 ainsi que de janvier à juin 2013 mais suite à des problèmes méthodologiques, CMGP et le MDDELCC ont entrepris des discussions afin de réviser l'approche méthodologique à utiliser, ce qui a conduit à une suspension des analyses (juillet-décembre 2013) et à des modifications de la méthode d'échantillonnage. Depuis 2015, le suivi de la silice est effectué sur des échantillons de 24 h (voir tableau 2). Davantage de détails relatifs aux modifications méthodologiques sont disponibles dans l'annexe QC-26 de l'ÉIE.

² Rapports produits par GENIVAR ou WSP et couvrant la période 2013 – 2015.

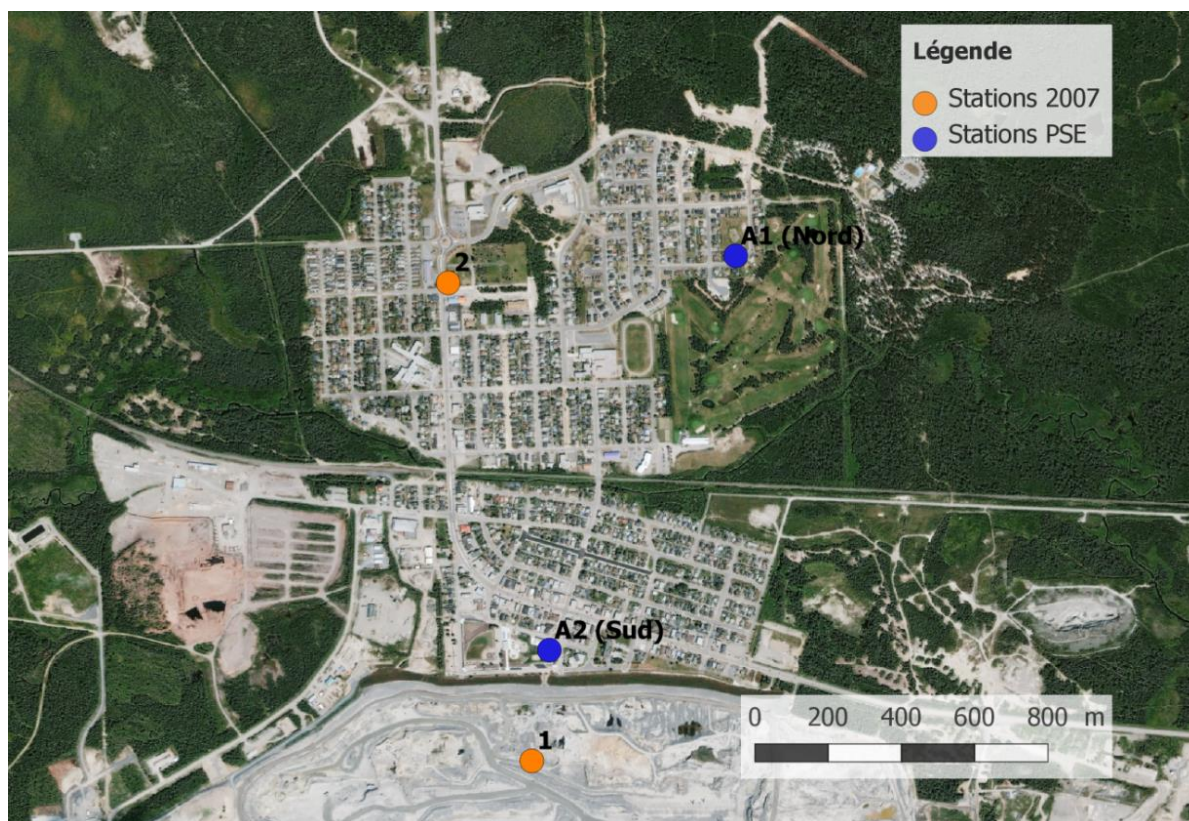


FIGURE 3 Localisation des stations d'échantillonnage d'air à Malartic

3.2 Conditions d'échantillonnage et paramètres mesurés

Les suivis de qualité de l'air portaient sur le NO_2 , les particules (PST, $\text{PM}_{2.5}$) et certains de leurs constituants (9 métaux, silice cristalline). Le tableau 2 résume les conditions d'échantillonnage de ces paramètres.

Il importe de noter que les données visant à représenter la qualité de l'air initiale (2007) ont été obtenues sur une période d'échantillonnage de 1,5 ou 3 mois. Sur une base annuelle, ces données présentent donc certaines limites d'interprétation puisque les variations saisonnières ne sont pas documentées.

TABLEAU 2
Présentation sommaire des suivis de la qualité de l'air
effectués à Malartic en 2007 et en 2012-2015

Paramètre	Fréquence des mesures	Concentration exprimée sur une durée de	État initial (été 2007)		Durant l'exploitation (2012-2015)	
			Station 1 (sud)	Station 2 (nord)	Station Sud	Station Nord
Mesures effectuées en continu						
Dioxyde d'azote (NO ₂)		1 h	1,5 mois ^a	1,5 mois ^b	43 mois ^c	43 mois ^c
Particules fines (PM _{2.5})		30 min (2007) ou 24 h (2012-2015)	1,5 mois ^a	1,5 mois ^b	46 mois ^d	46 mois ^d
Particules totales (PST)		24 h			46 mois ^d	46 mois ^d
Mesures effectuées sur filtre						
Particules totales (PST)	1 jour sur 6	24 h	3 mois ^f	3 mois ^f	46 mois ^d	
Métaux ^e dans les PST	1 jour sur 6	24 h	3 mois ^f	3 mois ^f	46 mois ^d	
Silice cristalline ^g	1 jour par mois ou 1 jour sur 6 ^h	24 h			1 an ^h	
	1 fois par mois	12 à 27 jours			20 mois ^{i,l}	

Source des données : GENIVAR, 2008a pour 2007 et CMGP (communication personnelle de Mme Kim Cournoyer, 21 janvier 2016) pour 2012-2015.

a Mi-juillet à mi-septembre 2007

b Mi-septembre à mi-octobre 2007

c Juin 2012 à fin décembre 2015

d Mars 2012 à fin décembre 2015

e As, Be, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V et Zn

f Mi-juillet à mi-octobre 2007

g Dans les PM₄ et/ou les PM₁₀

h 63 journées réparties en janvier-mars 2014 (n=3) et janvier-décembre 2015 (n=60)

i 20 périodes échantillonnées (pour un total de 395 journées) réparties en 2012 (mars-novembre), 2013 (janvier-mai; absence de résultat pour l'échantillon de juin) et 2014 (juillet-décembre).

j Dont 9 mois (2012) jugés non valides (voir section 3.5).

3.3 Traitement et analyse des données

L'ensemble des données de suivi de la qualité de l'air disponibles a été considéré. Il s'agit des concentrations initiales documentées en 2007 (GENIVAR, 2008a) et des concentrations mesurées de 2012 à 2015 (fournies par CMGP)¹.

Les résultats ont tout d'abord été illustrés sous forme de graphiques (annexe C) afin de réaliser une première analyse de l'information et d'orienter les besoins en ce qui concerne le traitement statistique des données (ex. : recherche de variations temporelles ou saisonnières et de tendances). Des valeurs statistiques représentatives des concentrations mesurées ont ensuite été déterminées. Ces valeurs incluent les concentrations maximales mesurées (sur 1 h ou sur 24 h) ainsi

¹ Communication personnelle de Mme Kim Cournoyer, 21 janvier 2016.

que les moyennes annuelles et une estimation prudente de la moyenne (LSC95¹). Une analyse statistique a également été effectuée pour mettre en évidence d'éventuelles différences entre les concentrations de métaux mesurées durant l'exploitation de la mine (2012-2015) et celles mesurées initialement (2007).

La méthodologie détaillée, les sommaires statistiques et les rapports de traitement et d'analyse statistiques sont présentés à l'annexe D.

3.4 Concentrations mesurées dans l'air à Malartic

3.4.1 Dioxyde d'azote et particules (mesurés en continu)

Les concentrations dans l'air de NO₂ et de particules (PST, PM_{2.5}) mesurées en continu à Malartic sont présentées au tableau 3. Ce tableau présente les concentrations maximales et moyennes (moyenne arithmétique et LSC95) mesurées en 2007 et en 2012-2015. Ces résultats sont présentés distinctement en fonction de l'emplacement des stations (au sud ou au nord de la ville, voir la figure 3). En annexe, les concentrations mesurées en 2012-2015 sont également illustrées aux figures C-1 à C-8 et le sommaire statistique correspondant est fourni au tableau D-1.

¹ Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne. La LSC95 tient compte de l'incertitude associée à la moyenne qui découle du nombre total de mesures, du nombre de mesures où la concentration est inférieure à la limite de détection et de la variabilité des concentrations mesurées.

TABLEAU 3
Comparaison des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de NO_2 et de particules dans l'air
mesurées en continu à Malartic en 2007 et en 2012-2015

Substances	Concentrations mesurées en été 2007 ^a			Concentrations mesurées en 2012-2015 ^b		
	Maximum mesuré (durée)	Maximum estimé ^c (durée)	Moyenne annuelle estimée ^c	Maximum mesuré (durée)	Moyenne 2012-2015	LSC95 (2012-2015)
Stations situées au <u>sud</u> du noyau urbain de Malartic^{a,b}						
NO_2	46 (30 min)	40 (1 h)	7,7	131 (1 h)	10,05	10,37
$\text{PM}_{2.5}$	39 (30 min)	18 (24 h)	6,2	35 (24 h)	6,45	6,64
PST				458 (24 h)	45,7	51,9
Stations situées dans le secteur <u>nord</u> du noyau urbain de Malartic^{a,b}						
NO_2	86 (30 min)	75 (1 h)	2,6	86 ^d (1 h)	4,69	4,91
$\text{PM}_{2.5}$	50 (30 min)	23 (24 h)	6,5	41 (24 h)	6,65	6,87
PST				347 (24 h)	21,2	22,2

a En 2007, mesures effectuées à la station 1 (sud) et à la station 2 (nord). Voir tableau 2 et figure 3.

b En 2012-2015, mesures effectuées à la station Sud et à la station Nord. Voir tableau 2 et figure 3.

c Valeur déterminée par GENIVAR, 2008a.

d Cette valeur correspond à la 2^e valeur la plus élevée mesurée à la station Nord. La concentration maximale mesurée à cette station ($561 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est considérée comme une valeur aberrante (valeur vraisemblablement due à une source d'émission locale et sporadique de NO_2).

Les observations peuvent être résumées comme suit :

➤ **Dioxyde d'azote**

- Les concentrations moyennes de NO_2 mesurées à Malartic en 2012-2015 (4,69 et $10,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sont plus faibles que les concentrations moyennes rapportées au Québec dans les milieux urbains ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ou ruraux ($13 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en 2009 (INSPQ, 2012b);
- Que ce soit avant ou durant l'exploitation de la mine, les concentrations de NO_2 étaient 2 à 3 fois plus élevées au sud qu'au nord de la ville;
- Les concentrations de NO_2 mesurées en 2012-2015 étaient plus élevées que les concentrations initiales. La concentration moyenne mesurée au nord reste toutefois inférieure à la concentration initiale qui avait été mesurée au sud en 2007.

➤ Particules fines

- Les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ mesurées à Malartic en 2012-2015 (6,45 et 6,65 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) sont plus faibles que la concentration moyenne rapportée dans les milieux urbains (9,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) et comparables à la concentration moyenne rapportée dans les milieux ruraux (6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) au Québec en 2009 (INSPQ, 2012b)¹;
- Les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ étaient comparables au nord et au sud de la ville et lors des 2 campagnes d'échantillonnage (en 2007 et en 2012-2015);
- L'évolution des concentrations de $PM_{2.5}$ en fonction de la direction du vent a été examinée afin de déterminer si les concentrations les plus élevées (mesurées durant la période d'exploitation) correspondaient aux journées où le vent souffle de la mine vers la ville. Les résultats obtenus n'ont pas permis d'établir un tel lien (les concentrations ne présentaient pas de profil en fonction du nombre d'heures par jour durant lesquelles le vent souffle vers le nord);
- La superposition des concentrations de $PM_{2.5}$ à la station Sud et à la station Nord (figure C-8) indique que, durant la période hivernale, des pics de concentration plus élevés sont observés à la station Nord (comparé à la station Sud). Le chauffage au bois étant une source significative d'émission de $PM_{2.5}$ (INSPQ, 2012b), il est vraisemblable que ces pics observés uniquement en hiver à la station Nord (moins influencée par la mine que la station Sud) soient en partie dus à des émissions provenant de résidences (chauffage au bois).

➤ Particules totales

- La concentration moyenne de PST mesurées en continu durant la période 2012-2015 était environ 2 fois plus élevée au sud qu'au nord de la ville. En l'absence de mesures en continu de ce paramètre en 2007², les concentrations mesurées durant l'exploitation ne peuvent être comparées aux concentrations initiales;
- L'analyse visuelle de la représentation graphique des données (figures C-3 et C-4) suggère une possible variabilité temporelle qui se répète d'une année à l'autre, c'est-à-dire l'apparence de périodes durant lesquelles des concentrations élevées sont plus fréquemment rencontrées (ex. : au printemps). Par ailleurs, les pics de concentrations observés en 2015 semblent moins fréquents et de plus faible amplitude que durant les années précédentes.

1 Ce rapport ne fournit aucune donnée concernant les PST.

2 Des analyses ponctuelles ont été réalisées pour les PST en 2007 (mesures sur filtre) mais les différences méthodologiques ne permettent pas de comparer ces résultats aux mesures en continu prises à partir de 2012.

3.4.2 Métaux dans les particules totales (mesurés sur filtre)

Les concentrations dans l'air de 9 métaux ont été mesurées à partir des échantillons de PST récoltées sur filtre¹. Les concentrations maximales mesurées sur 24 h et les LSC95 sont présentées au tableau 4. Ce tableau présente les concentrations mesurées en 2007 (stations 1 et 2 combinées)² et en 2012-2015 (station Sud)³. Les concentrations mesurées dans l'air sont également illustrées aux figures C-9 à C-18 (2007) et C-19 à C-28 (2012-2015). L'annexe D présente les sommaires statistiques et les résultats des analyses statistiques⁴ ainsi que les concentrations de métaux qui ont été mesurées dans les PST ($\mu\text{g/g}$ de PST).

Il importe de noter que la faible quantité de données⁵ visant à représenter la qualité de l'air initiale (2007) limite les interprétations relatives à leur variabilité et à leur distribution statistique. Ces données ne permettent donc pas de documenter d'éventuelles variations saisonnières ni d'estimer de façon fiable les concentrations annuelles⁶.

Les observations peuvent être résumées comme suit :

- Comparaison des concentrations dans l'air mesurées avant et durant l'exploitation :
 - Les concentrations de PST mesurées sur filtre sur toute la période 2012-2015 étaient plus élevées que celles mesurées en 2007,
 - Pour 5 métaux (Cr, Ni, Pb, V et Zn), les concentrations dans l'air étaient plus élevées en 2012-2015 qu'en 2007. La signification statistique de ces différences a été vérifiée par un test statistique (tableau D-4),
 - Pour les 4 autres métaux (As, Be, Cd et Cu), les concentrations observées en 2007 et en 2012-2015 n'étaient pas différentes statistiquement⁷ (tableau D-4);
- Variabilité temporelle des données :
 - Les concentrations de PST mesurées en 2015 étaient plus faibles que celles mesurées les années précédentes (diminution de la fréquence et de l'amplitude des pics de concentrations, voir figure C-19),
 - Pour la plupart des métaux (As, Cd, Cr, Pb, V et Zn), les concentrations mesurées en 2012-2015 ne semblaient pas présenter de profil précis en fonction des saisons ou des années, ce qui est cohérent avec la variabilité des concentrations de PST (figure C-19). Pour le cuivre (figure C-24), les résultats suggèrent une diminution des concentrations dans

1 Échantillonnage Hi-Vol.

2 L'analyse statistique (voir annexe E) indique que les concentrations mesurées à chacune des stations étaient semblables (absence de différence statistiquement significative). En conséquence, les données obtenues aux stations 1 et 2 ont été rassemblées pour représenter les résultats moyens en 2007 à Malartic. Cette approche, bien que présentant des limitations, permet d'utiliser l'ensemble des données disponibles et pallie en partie la petite taille ($n = 15$) et la courte durée de l'échantillonnage (3 mois) ainsi que le pourcentage élevé de valeurs non détectées pour certains paramètres.

3 Paramètres non mesurés à la station Nord.

4 Les analyses statistiques visaient à identifier d'éventuelles différences de concentrations entre les stations 1 et 2, entre les 2 périodes ou au cours de la période 2012-2015.

5 Période d'échantillonnage de 3 mois, faible nombre d'échantillons (maximum 15 par station).

6 L'information disponible indique toutefois que les données présentaient une importante variabilité pour la plupart des paramètres analysés (excepté le Be), et que les concentrations de métaux n'étaient généralement pas distribuées normalement (asymétrie due à des valeurs très faibles ou inférieures à la limite de détection et/ou à des pics de concentrations élevés, c.-à-d. des valeurs aberrantes).

7 Il convient de préciser que les concentrations en Be n'ayant pour ainsi dire jamais été détectées (tableau D-3), l'absence de différence ne signifie pas nécessairement que les concentrations étaient similaires au cours des 2 périodes d'échantillonnage (2007 et 2012-2015). Par ailleurs, pour le Cu, les concentrations mesurées pour toute la période 2012-2015 ne se distinguaient pas des teneurs initiales et ce, malgré les variations temporelles observées (tableau D-3).

l'air depuis mars 2013. Pour le béryllium, le nombre de concentrations détectables (n=9) est trop faible pour permettre une évaluation;

- Concentrations de métaux dans les PST avant et durant l'exploitation:
 - L'augmentation de la concentration de métal dans les PST (voir annexe D) couplée à une augmentation des PST dans l'air peut, au moins en partie, expliquer les différences observées au niveau des concentrations dans l'air de 2 métaux (Ni, V) entre 2007 et 2012-2015,
 - Pour les autres métaux, les résultats suggèrent que les PST présentes dans l'air de Malartic proviennent de différentes sources et que certaines de ces sources ont varié, de par leur nature et/ou leur contribution, entre 2007 et 2012-2015.

TABLEAU 4
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux (PST) mesurées dans l'air
à Malartic en 2007 et en 2012-2015

Substance	Concentrations mesurées en été 2007 ^a		Concentrations mesurées en 2012-2015 ^b	
	Max. 24 h détecté	LSC95 (3 mois)	Max. 24 h détecté	LSC95 (2012-2015)
PST	55,02	27,69	399,7	79,4
Arsenic	9,46E-04	4,92E-04	4,54E-03	7,82E-04
Béryllium	<5,63E-01		4,11E-04	2,33E-05
Cadmium	7,20E-05	3,93E-05	2,94E-04	1,10E-04
Chrome	8,38E-03	2,99E-03	5,03E-02	1,04E-02
Cuivre	2,68E-01	1,08E-01	1,30E+00 ^c	2,75E-01 ^c
Nickel	3,24E-03	2,44E-03	1,82E-01	9,48E-03
Plomb	7,75E-03	2,32E-03	2,35E-02	3,58E-03
Vanadium	1,11E-03	6,57E-04	3,08E-02	3,60E-03
Zinc	2,30E-02	1,10E-02	1,85E-01	1,83E-02

a En 2007, mesures effectuées à la station 1 (sud) et à la station 2 (nord) durant environ 3 mois. Voir tableau 2 et figure 3.

b En 2012-2015, mesures effectuées à la station Sud uniquement. Voir tableau 2 et figure 3.

c Valeur correspondant à la période mars 2012 - février 2013 durant laquelle les concentrations de cuivre dans l'air ambiant étaient plus élevées (de façon statistiquement significative) que durant les 3 années suivantes (mars 2013-décembre 2015 : maximum 24 h = 0,24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, moyenne (LSC95) = 0,047 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

3.4.3 Silice cristalline respirable

Les concentrations de silice cristalline dans l'air ambiant à Malartic font l'objet d'un suivi (station Sud) depuis 2012. L'ensemble des données collectées est résumé au tableau D-8 et les concentrations sont illustrées à la figure C-29 (silice) et à la figure C-30 (PM₄ et/ou PM₁₀ correspondantes). Davantage de détails relatifs à l'échantillonnage et une discussion sur la fiabilité des données sont fournis à l'annexe D. Le tableau 5 rapporte les concentrations de silice cristalline dans l'air jugées valides.

Les concentrations mesurées en 2012-2015 ne peuvent être comparées à des teneurs initiales puisque la silice ne faisait pas partie des paramètres suivis en 2007.

De plus, une disparité importante est observée entre les valeurs mesurées sur 12-27 jours et celles mesurées sur 24 h. Cette disparité pourrait s'expliquer par une variabilité importante des concentrations d'une journée à l'autre. Malheureusement, la quantité de silice cristalline respirable (dans les PM₄) accumulée sur le filtre au bout de 24 h était généralement insuffisante pour que la silice cristalline puisse être détectée au laboratoire. Les faibles concentrations de silice n'ont donc pas pu être quantifiées lors des mesures sur 24 h, ce qui entraîne une proportion élevée¹ de valeurs non détectables (figure C-29). En effet, les limites de détection rapportées en 2014 (1,39 µg/m³) et en 2015 (0,69 µg/m³) sur des échantillons de 24 h (prélevés et analysés selon exigences du MDDELCC) étaient plus élevées que les concentrations (comprises entre 0,14 et 0,67 µg/m³) qui avaient été enregistrées sur 12-27 jours² en 2013 et en 2014 (tableau 5). Par ailleurs, ces limites de détection étaient 6 à 13 fois plus élevées que le critère québécois de qualité de l'atmosphère (0,11 µg/m³ sur une base annuelle)³.

Les concentrations de silice disponibles sont donc difficiles à interpréter. Du fait de la disparité des données et de la problématique des limites de détection, les données disponibles sont insuffisantes pour estimer une concentration moyenne de silice cristalline respirable dans l'air qui soit défendable d'un point de vue statistique. Toutefois, malgré les limites d'interprétation qui y sont associées, ces données sont néanmoins utilisables, à l'étape de l'évaluation des risques, pour être comparées à des concentrations modélisées et à des valeurs toxicologiques de référence (voir section 6.3.4).

TABEAU 5
Concentrations (µg/m³) de silice cristalline respirable mesurées
dans l'air à Malartic en 2012-2015

Année	Mesures sur 12-27 jours		Mesures sur 24 h	
	Nb. de jours échantillonnés	Concentration de silice	Nb. de jours échantillonnés	Concentration de silice
2012 ^a				
2013 ^b	99	0,19 - 0,67		
2014	112	0,14 - 0,21	3	<1,39 – 3,06
2015			60	<0,69 - 1,11

^a Données non considérées car validité mise en doute (voir annexe D)

^b Taille des particules incertaine (PM₄ ou PM₁₀)

1 La majorité (94%) des concentrations mesurées sur 24 h se sont avérées non détectables.

2 Selon la méthodologie préconisée dans le PSE (GENIVAR, 2011)

3 <http://www.mdeldcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>

3.5 Avis sur les limites d'interprétation relatives à l'utilisation des données de suivi de la qualité de l'air

Les données de suivi de la qualité de l'air à Malartic disponibles actuellement ont été acquises avant le début de l'exploitation (période estivale 2007) et durant près de 4 années d'exploitation (de mars ou juin 2012 à fin décembre 2015).

Les limites d'interprétation relatives à l'utilisation de ces données sont associées à la nature et au nombre des données disponibles ainsi qu'à la position des stations d'échantillonnage :

- Les concentrations mesurées dans l'air en 2012-2015 représentent le cumul de concentrations issues de différentes sources, incluant (sans s'y limiter) les émissions atmosphériques de la mine ainsi que d'autres sources d'émission locales (travaux, circulation en ville, érosion éolienne, chauffage au bois, émissions industrielles, etc.) et régionales. Les données de suivi ne permettent donc pas de faire la distinction entre les concentrations uniquement associées aux activités de la mine et celles associées à d'autres sources. Ces données de suivi ne permettent donc pas d'évaluer le risque associé aux seules activités de la mine (risque dit « additionnel »)¹ ni de quantifier la contribution des émissions de CMGP sur le risque posé par les concentrations réelles mesurées dans l'air à Malartic.
- En 2007, la qualité de l'air initiale avait été documentée durant la période estivale à partir de 2 stations d'échantillonnages situées dans l'ancien quartier sud et dans le quartier nord de la ville. Les périodes d'échantillonnage (3 mois ou moins, en période estivale) ne sont pas représentatives d'une année complète et ne permettent donc pas de documenter d'éventuelles variations saisonnières (comme par exemple, l'impact des émissions reliées au chauffage au bois sur la qualité de l'air) ni d'estimer de façon fiable les concentrations annuelles.
- Pour certains paramètres (Be, silice), la valeur (élevée) des limites de détection réduit la fiabilité des paramètres statistiques (ex. : moyenne), et la proportion élevée des concentrations inférieures à la limite de détection réduit les possibilités de comparaisons statistiques des résultats. Pour la silice, du fait de la valeur élevée des limites de détection², les concentrations de silice cristalline respirable dans l'air de Malartic sont associées à une incertitude et à des limites d'interprétation et d'application importantes.
- Les données acquises en 2012-2015 proviennent des stations Sud et Nord, sauf pour les métaux et la silice (station Sud uniquement). La station Sud est située à l'extrême sud du noyau urbain de Malartic, à quelques dizaines de mètres de la butte-écran et à moins de 150 m de la fosse Canadian Malartic. Selon les résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique pour cette période (GENIVAR, 2008b; GENIVAR, 2009; WSP, 2015b), la station Sud est donc située dans le secteur de la ville qui devrait être le plus affecté par les activités de la mine qui ont eu lieu durant cette période. Les données acquises à la station Sud sont donc représentatives du secteur de la ville le plus exposé aux émissions atmosphériques de la mine. Toutefois, du fait de la variabilité des sources d'émissions et des conditions météorologiques, cela n'exclut pas que des concentrations plus élevées qu'à la station Sud puissent être rencontrées de façon ponctuelle ailleurs dans la ville.

¹ Par exemple, risque additionnel de cancer

² Les LD atteintes sur 24 h (0,69 et 1,39 µg/m³) étaient plus élevées (par 1 à 2 ordres de grandeur) que celle préconisée dans le PSE (0,01 µg/m³) et que le critère québécois de qualité de l'air (0,11 µg/m³) (<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>)

- Les données acquises en 2012-2015 ont été mesurées selon la durée et la fréquence prescrites dans le PSE à l'exception de la silice pour laquelle différentes méthodologies d'échantillonnage ont été expérimentées à la demande du MDDELCC. Pour les métaux, la fréquence d'échantillonnage (24 h, 1 jour sur 6) est jugée suffisante pour documenter adéquatement des concentrations qui sont mesurées à long terme (ici, plusieurs années). Pour les $PM_{2.5}$ et le NO_2 , la durée et la fréquence d'échantillonnage (en continu) ne présentent pas de limitations particulières. Pour la silice cristalline, la fréquence et la durée d'échantillonnage ont varié durant les 4 années de suivi.
- L'exploitation à ciel ouvert de la mine Canadian Malartic a débuté en mai 2011 (ce qui représente 56 mois jusqu'à fin 2015) et les données de suivi correspondent, pour la plupart des paramètres, à la période mars 2012-2015 (soit 46 mois). Les données disponibles ne permettent donc pas d'évaluer le risque associé à la qualité de l'air avant la mise en place du suivi¹, ni durant les périodes non ou insuffisamment documentées pour la silice². En d'autres termes, les données de suivi couvrent environ 80% (pour le NO_2 , les particules et les métaux) et 20% (pour la silice) de la période d'exploitation.
- Par ailleurs, les données disponibles ne permettent pas de prévoir quelle sera la qualité de l'air dans les années à venir ni de savoir précisément quelle était la qualité de l'air avant la mise en œuvre du suivi. Ainsi, les données 2012-2015 ne permettent pas d'estimer les risques associés à l'exposition cumulée durant toute la durée de l'exploitation prévue (2011-2028). C'est pourquoi l'étude aura recours aux concentrations modélisées dans l'air afin d'évaluer les risques qui pourraient être engendrés par les émissions de la mine pour toute la durée de l'exploitation prévue.

1 De mai 2011 à fin février 2012 pour les métaux et les $PM_{2.5}$, et de mai 2011 à fin mai 2012 pour le NO_2

2 De mars à novembre 2012, de juin 2013 à juin 2014, et de janvier à décembre 2015. Tel qu'indiqué à l'annexe D, les concentrations mesurées en 2012 (toutes $< 0,01 \mu g/m^3$) sont jugées peu fiables et n'ont pas été considérées. Les mois de janvier, février et mars 2014 (un seul échantillonnage sur 24 h réalisé mensuellement) et l'année 2015 (58 échantillons sur 60 avec concentration inférieure à une LD trop élevée) sont considérés comme insuffisamment documentés. Les données de suivi de la silice jugées adéquatement documentées représentent donc un total de 11 mois (de janvier à mai 2013 et de juillet à décembre 2014).

4. 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.

La caractérisation toxicologique comporte deux objectifs distincts :

- Identifier les effets néfastes possibles sur la santé qui pourraient être induits par l'exposition à une substance donnée;
- Déterminer les VTR qui permettront d'estimer quantitativement le risque pour une exposition donnée.

Ces aspects sont traités dans les sous-sections suivantes.

4.1 Effets potentiels sur la santé

Deux grands types d'effets sur la santé sont considérés dans une évaluation des risques toxicologiques :

- *Le développement de cancer.* Pour ce type d'effet généralement dit « sans seuil », on considère qu'il n'existe pas de seuil d'effet, c'est-à-dire qu'à toute dose non nulle est associé un niveau de risque (probabilité) qui est d'autant plus élevé que la dose cumulée à long terme est importante. On considère ici tout développement de cancer chez des individus exposés par inhalation, ingestion et/ou contact cutané.
- *Les autres effets, dits « avec seuil »,* pour lesquels un seuil de toxicité est généralement admis. Ce seuil correspond à la dose à laquelle une personne peut être exposée, pendant une durée et à une fréquence déterminées, sans subir d'effets toxiques. On considère ici tout effet autre que le cancer pouvant avoir une incidence significative sur la santé des personnes exposées par inhalation, ingestion ou absorption cutanée, que ce soit à court, moyen ou long terme.

Les informations toxicologiques rapportées dans la littérature scientifique pour les substances à l'étude ont été résumées au tableau 6. Les effets possibles sur la santé indiqués dans ce tableau correspondent à des effets observés chez des animaux de laboratoire et/ou des humains exposés à court, moyen et/ou long terme. En général, ces effets ont été observés à des niveaux d'exposition beaucoup plus élevés que les niveaux correspondant aux VTR. Par ailleurs, plusieurs des métaux étudiés sont des éléments essentiels (ex. : Co, Cr, Cu, Mn, Se, Zn), ce qui signifie que leur apport quotidien (ex. : via l'alimentation) est nécessaire pour être en bonne santé; toutefois, un apport trop important pourrait avoir un effet néfaste.

TABEAU 6
Effets potentiels sur la santé associés à l'exposition aux substances d'intérêt

Substances	Bases toxicologiques et effets possibles sur la santé
Monoxyde de carbone (CO)	Formation de carboxyhémoglobine (COHb) qui a pour effet de réduire la concentration en hémoglobine dans le sang disponible pour acheminer l'oxygène aux divers tissus et organes dans le corps. Les organes les plus rapidement affectés sont donc ceux ayant les besoins en oxygène les plus importants, soit le cœur, le système cardiovasculaire, le cerveau ainsi que le système nerveux en formation. Peut entraîner la mort par asphyxie.
Dioxyde d'azote (NO ₂)	Irritation des muqueuses (yeux, poumons). Après une exposition à court ou long terme, effets sur le système respiratoire (altération de la résistance pulmonaire, œdème pulmonaire, inflammation des voies respiratoires telle que pneumonite, bronchite ou bronchiolite, développement d'asthme) chez les gens en santé, aggravation des symptômes chez les patients asthmatiques. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC et U.S. EPA.
Dioxyde de soufre (SO ₂)	Après une exposition à court terme, inflammation de l'appareil respiratoire (toux, production de mucus), bronchoconstriction, augmentation des symptômes d'asthme et de la résistance pulmonaire chez les asthmatiques, bronchites chroniques, sensibilisation aux infections, aggravation de maladies respiratoires (emphysème, bronchite) ou cardiovasculaires, augmentation des risques de mortalité non accidentelle et cardiopulmonaire. Après une exposition à long-terme, données insuffisantes pour inférer un lien entre le SO ₂ et les effets sur la santé. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué (U.S. EPA, CIRC).
Particules (PM _{2.5} , PM ₁₀)	Irritation des voies respiratoires, toux et difficultés à respirer. Effets sur le système respiratoire, sur le système cardiovasculaire, aggravation de l'asthme, décès. Les particules aéroportées (nature et taille non précisées) ont récemment été classées comme cancérigènes chez l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.
Antimoine	Irritation de la peau, des yeux et des voies respiratoires. Selon la forme chimique, effets possibles sur les systèmes cardiovasculaire, respiratoire et gastro-intestinal, le foie, la chimie du sang (glycémie, cholestérol), les reins et la reproduction. Tumeurs dans les poumons de rats exposés par inhalation. <u>Note</u> : utilisation thérapeutique (pour soigner les infections par certains parasites).
Argent	Effets possibles après exposition cumulée sur la coloration de la peau (argyrie) 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). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Arsenic (inorganique)	Irritation des voies respiratoires et de la peau. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang, le système cardio-vasculaire, le système nerveux et le développement. Cancer des poumons et de multiples organes internes (foie, rein et vessie) ainsi que cancer de la peau observés chez l'humain. Classé comme cancérigène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Baryum	Effets possibles sur le tractus 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). Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Béryllium	Effets possibles sur le système respiratoire (béryllose) et le système gastro-intestinal. Cancer des poumons observé chez l'humain et l'animal. Classé comme cancérigène chez l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA.
Cadmium	Effets possibles sur les systèmes respiratoire, cardiovasculaire et gastro-intestinal, les reins, le sang, le squelette et le développement. Tumeurs dans les testicules (rat et souris), les glandes mammaires (rat mâle), les poumons et dans d'autres organes non spécifiés (rat). Classé comme cancérigène pour l'humain par le CIRC et comme probablement cancérigène chez l'humain par U.S. EPA et Santé Canada.

Chrome	<u>Forme trivalente</u>: élément essentiel. Effets possibles sur les reins. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA, CIRC). <u>Forme hexavalente</u>: irritation nasale, ulcères cutanés (avec certains composés du chrome). Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les reins, le foie et la reproduction. Réactions allergiques possibles (peau). Tumeurs dans les voies respiratoires (poumon, nez, sinus). Par inhalation, classé comme cancérogène pour l'humain (U.S. EPA, Santé Canada et CIRC). Par ingestion : non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA).
Cobalt	Élément essentiel (vitamine B12). Effets possibles sur le système respiratoire, le cœur, la peau, le foie, les reins et la reproduction. Sensibilisant. Classé comme possiblement cancérogène pour l'humain par le CIRC. Potentiel cancérogène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.
Cuivre	Élément essentiel. Irritation du nez et de la gorge. Effets possibles sur le tractus GI, le foie, les reins et le développement. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérogène chez l'humain non évalué par le CIRC.
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 cancérogène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérogène chez l'humain non évalué par le CIRC.
Mercure	Irritation du système respiratoire et de la peau (sensibilisation). Effets possibles sur le système respiratoire, gastro-intestinal, nerveux, cardiovasculaire, hépatique, musculo-squelettique, hématologique et immunitaire, et sur les reins, la reproduction et le développement. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (CIRC et U.S. EPA)
Nickel	Allergie de contact (peau). Effets possibles sur le système respiratoire, l'estomac, le sang, les reins, la reproduction et le développement. Tumeurs dans les poumons, la cavité nasale et les sinus para-nasaux (selon les formes chimiques). Classification du potentiel cancérogène chez l'humain variable selon les formes chimiques (cancérogène, probablement cancérogène ou non classable) (U.S. EPA, CIRC et Santé Canada).
Plomb	Effets possibles sur le système nerveux, le système cardio-vasculaire, le cerveau, les reins, le sang, le tractus GI, les muscles, la reproduction et le développement. Tumeurs dans le rein (rat et souris). Classé comme cancérogène probable (U.S. EPA et CIRC) ou possible (Santé Canada) chez l'humain.
Sélénium	Élément essentiel. Irritation du tractus respiratoire. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, les phanères, le système nerveux, le système respiratoire et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA et CIRC).
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 cancérogène chez l'humain (U.S. EPA, Santé Canada).
Titane	Effets documentés uniquement pour le tétrachlorure de titane (irritation, effets sur le système respiratoire).
Vanadium	Effets possibles sur les voies respiratoires (inhalation*), les yeux, le foie, les reins, le système immunitaire. Tumeurs dans les poumons chez l'animal (V_2O_5). Le V_2O_5 est classé possiblement cancérogène pour l'humain par le CIRC. Aucune forme de vanadium n'a été évaluée par U.S. EPA pour son potentiel cancérogène. * Toutes les études par inhalation ont été effectuées avec du pentoxyde de vanadium (V_2O_5).
Zinc	Élément essentiel. Effets possibles sur le tractus gastro-intestinal, le sang et la reproduction. Non classable pour son potentiel cancérogène chez l'humain (U.S. EPA). Potentiel cancérogène chez l'humain non évalué par le CIRC.

Silice cristalline respirable	Irritation des yeux et des voies respiratoires supérieures (nez, gorge). À plus long terme, bronchite chronique, limitations chroniques des voies respiratoires, hypersécrétion de mucus et emphysème pathologique peuvent se développer. Advenant une exposition prolongée ou à des niveaux élevés, développement possible de la silicose (fibrose pulmonaire progressive), complications possibles de la silicose (tuberculose, insuffisance respiratoire, bronchite chronique obstructive, décès) et autres effets sur le foie et la rate (silicose hépatosplénique), la peau (granulomes cutanés de silice ou nodules), le cœur (élargissement du ventricule droit pour compenser les anomalies pulmonaires), détérioration de la santé dentaire (abrasion), maladies auto-immunes. Classée comme cancérigène pour l'humain par le CIRC. Potentiel cancérigène chez l'humain non évalué par U.S. EPA.

Sources : ATSDR¹, Cal/EPA², CCME³, CIRC⁴, HSDB⁵, INERIS (2011), INSPQ (2012b), Institute of Medicine (2001), IPCS⁶, OMS (WHO/Europe, 2006, WHO, 2013), Public Health England (2009), Santé Canada⁷, U.S. EPA⁸.

4.2 Définition et application des valeurs toxicologiques de référence

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 pourrait présenter des effets à long terme sans présenter d'effet à court terme. Inversement, un individu peut être exposé, sans risque d'effets, à des concentrations relativement élevées si l'exposition est sporadique.

Les VTR sont des indicateurs permettant d'estimer s'il est probable ou non qu'un niveau d'exposition donné conduise à un risque significatif pour la santé. Ces indicateurs définissent le niveau de toxicité des substances à l'étude et sont établis à partir des résultats d'études expérimentales (études toxicologiques chez l'animal ou l'humain) ou épidémiologiques (études au sein d'une population humaine).

Différentes institutions gouvernementales ou paragouvernementales proposent des VTR. Bien que les méthodes utilisées par ces diverses institutions pour l'établissement des valeurs de référence puissent varier, elles sont toutes basées sur des approches similaires. Pour élaborer les VTR, une distinction est faite entre les effets dits « sans seuil » (cancer) et les autres effets, dits « avec seuil ».

- 1 Toxic Substances Portal (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/index.asp>).
- 2 Office of Environmental Health Assessment (OEHA). Air. <http://www.oehha.ca.gov/air.html>
- 3 Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (http://www.ccme.ca/publications/ceaq_rcqe.fr.html)
- 4 Monographies du CIRC sur l'évaluation des risques de cancérogénicité pour l'homme - Liste des évaluations du CIRC (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>),
Press release no. 221. 17 October 2013. IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths (http://www.iarc.fr/en/media-centre/iarcnews/pdf/pr221_E.pdf)
- 5 Hazardous Substances Data Bank (<http://toxnet.nlm.nih.gov/index.html>)
- 6 Chemical Safety Information from Intergovernmental Organizations (<http://www.inchem.org/>),
- 7 Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires - Sommaire. Partie 1: Rapport d'évaluation scientifique. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs de la qualité de l'air (Santé Canada et Environnement Canada, 1998, http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_materieres_particulaires/summary-sommaire/index-fra.php);
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);
Évaluation des risques pour la santé humaine du dioxyde de soufre (N° CAS: 7446-09-5) - Analyse de l'exposition au dioxyde de soufre dans l'air ambiant et ses effets sur la santé de la population canadienne (Santé Canada, janvier 2016);
Évaluation des risques pour la santé humaine des particules grossières (Santé Canada, janvier 2016).
- 8 National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) (<http://www3.epa.gov/ttn/naaqs/criteria.html>),
Nitrogen dioxide, (<http://www3.epa.gov/airquality/nitrogenoxides/>),
Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria (http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=526855),
Sulfur dioxide (<http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/>),
Particulate Matter (PM) (<http://www3.epa.gov/airquality/particulatepollution/health.html>),
Integrated Risk Information System (IRIS) (<http://www.epa.gov/iris/>)

Dans le cadre de la présente étude, il convenait d'évaluer les risques correspondant à des expositions de différentes durées du fait des variations temporelles des concentrations estimées dans l'air ambiant (ex. : concentration maximale sur une heure > concentration maximale sur 24 heures > concentration moyenne annuelle). Des VTR correspondant à différentes durées d'exposition ont donc été identifiées. La définition des VTR en fonction du type d'effet et les approches utilisées pour l'élaboration de ces valeurs sont présentées dans les sous-sections suivantes.

4.2.1 Effets autres que le cancer

Une VTR pour effets autres que le cancer correspond à une dose seuil (ou une concentration seuil) en-deçà de laquelle il n'est pas attendu de voir apparaître des effets néfastes sur la santé. Par conséquent, plus la substance est toxique, plus la quantité de substance requise pour induire un effet néfaste est faible, et plus la VTR est faible. Ce type de VTR est exprimé en termes de dose journalière (milligramme de substance par kilogramme de poids corporel par jour : mg/kg-pc par jour) ou de concentration dans l'air (microgramme¹ de substance par mètre cube d'air : µg/m³).

Ces VTR sont généralement spécifiques à une voie d'exposition (ingestion, inhalation) et à une durée d'exposition (aiguë², sous-chronique³ ou chronique⁴) données. En l'absence de VTR par voie cutanée, la VTR par ingestion s'applique à la dose d'exposition conjointe par ingestion et par contact cutané. En ce qui concerne l'inhalation, deux situations peuvent être rencontrées :

- Lorsqu'une substance présente une toxicité différente par inhalation (ex. : substance ayant des effets sur le système respiratoire) et par ingestion (ex. : effet systémique, c'est-à-dire suite à la distribution de la substance dans l'organisme), il existe généralement une VTR propre à chacune de ces voies. Dans ce cas, les risques correspondant à chaque voie sont estimés à partir d'une VTR distincte⁵ et sont évalués séparément. Pour les gaz (CO, SO₂ et NO₂), les particules (PM_{2,5}) et la silice, dont les effets appréhendés découlent uniquement de l'inhalation, seules des VTR par inhalation sont pertinentes;
- Lorsque rien n'indique que la substance a une toxicité différente par inhalation et par ingestion, ou lorsqu'aucune VTR par inhalation n'a été dérivée par une institution reconnue, il est présumé que la substance a une toxicité semblable par l'une et l'autre voie. Dans ce cas, les doses par inhalation, ingestion et contact cutané sont combinées⁶ pour estimer le risque posé par l'exposition via toutes ces voies.

1 1 microgramme correspond à 0,001 milligramme.

2 À court terme (un jour ou moins).

3 À moyen terme (quelques jours à moins d'une année).

4 À long terme (une année et plus).

5 Le risque par inhalation est estimé en divisant la concentration d'exposition (µg/m³) par la VTR correspondante (VTR_{inh}). Le risque par ingestion et contact cutané est estimé en divisant la dose (mg/kg-pc par jour) combinant l'exposition par ingestion et contact cutané par la VTR correspondante (VTR_{ing}).

6 Lorsque les données disponibles permettent de supposer que l'absorption d'une substance par inhalation diffère significativement de l'absorption par ingestion, les doses par inhalation sont converties en dose par ingestion équivalente (cas du Cu; voir annexe E).

Pour évaluer le risque d'effets autres que le cancer, la VTR doit être comparée avec la dose « totale » d'exposition, c'est-à-dire la dose qui inclut à la fois l'exposition « bruit de fond » (exposition générale de la population, sans lien avec le projet à l'étude) et l'exposition « additionnelle » (attribuable au projet à l'étude). À titre d'exemple, plusieurs organismes recommandent une VTR par ingestion de 0,002 mg/kg-pc par jour pour une exposition chronique au béryllium. Selon cette valeur, une personne qui serait exposée (toute sa vie durant) par voie orale à une dose journalière de béryllium n'excédant pas 0,002 mg/kg-pc par jour ne devrait pas subir d'effets néfastes liés à cette substance.

Les VTR pour les effets autres que le cancer sont établies à partir du niveau d'exposition associé à l'effet le plus sensible (effet critique) identifié lors d'une analyse exhaustive de la documentation scientifique disponible. Ce niveau d'exposition (dose ou concentration) est généralement appelé le « point de départ ». La valeur point de départ est ensuite divisée par des facteurs de sécurité afin de tenir compte de la variabilité et de l'incertitude associée à cette valeur. La VTR est donc estimée comme suit :

$$\text{VTR (dose ou concentration)} = \frac{\text{Point de départ (dose ou concentration)}}{\text{Facteur d'incertitude global}}$$

La valeur point de départ peut correspondre à i) un niveau sans effet néfaste observé (NOAEL)¹, ii) un niveau minimal avec effet néfaste observé (LOAEL)² ou iii) un niveau dit *Benchmark*. Les NOAEL et LOAEL correspondent à une dose (ou concentration) testée expérimentalement, alors que les valeurs *Benchmark* sont estimées par modélisation de la courbe dose-réponse. Les doses ou concentrations *Benchmark* (BMD ou BMC, respectivement) représentent une estimation de l'exposition correspondant à un niveau donné d'effet, considéré comme significatif sur le plan toxicologique (ex. : BMD₁₀ correspondant à 10 % de réduction des lymphocytes dans le sang). Généralement, les valeurs *Benchmark* utilisées comme point de départ correspondent à une valeur plus faible que la BMD, soit la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la BMD pour le niveau de réponse souhaité (ex. : BMDL₁₀).

Le facteur d'incertitude global est quant à lui obtenu en multipliant entre eux tous les facteurs de sécurité applicables. La nature et la valeur des facteurs appliqués dépendent de la qualité de l'information toxicologique disponible. Le plus souvent, les valeurs attribuées aux différents facteurs correspondent à des valeurs par défaut. Toutefois, lorsque l'information disponible le permet, les valeurs par défaut peuvent être remplacées par une valeur dûment documentée. Les facteurs appliqués visent à tenir compte de :

- La variabilité inter-espèces, qui reflète les différences entre l'animal et l'humain au niveau de la toxicité intrinsèque de la substance. Par défaut, on considère qu'à dose égale, l'humain pourrait être 10 fois plus sensible que l'espèce animale testée. Ce facteur ne s'applique pas lorsque la VTR est basée sur une valeur point de départ obtenue chez l'humain;
- La variabilité interindividuelle, qui reflète les différences au sein de la population humaine. Ce facteur vise à protéger les groupes les plus sensibles, par exemple les enfants. Une valeur de 10 est généralement attribuée à ce facteur;

1 No-observed adverse effect level : dose (ou concentration) la plus élevée sans effet néfaste observé, déterminée expérimentalement

2 Lowest observed adverse effect level

- La durée d'exposition, qui reflète l'adéquation entre la durée de l'étude utilisée pour établir la valeur point de départ et la durée de l'exposition à laquelle s'applique la VTR. Par exemple, une VTR pour une exposition chronique devrait être basée sur une valeur point de départ issue d'une étude chronique, c'est-à-dire dans laquelle les individus testés ont été exposés durant une période représentative de leur durée de vie (ex. : 2 ans chez le rat). Toutefois, en l'absence d'une telle étude, une VTR pour une exposition chronique peut être dérivée d'une étude plus courte (sous-chronique) en appliquant un facteur d'incertitude dédié. Ce facteur repose sur la prémisse qu'une exposition plus longue peut conduire à des effets néfastes à dose plus faible. Généralement, une valeur de 1, 3 ou 10 est attribuée à ce facteur (selon l'information toxicologique disponible);
- L'exhaustivité de la base de données toxicologiques. Ce facteur est appliqué (par certaines institutions) lorsque certains types d'effets n'ont pas été suffisamment documentés. Le cas échéant, la valeur par défaut est généralement de 3 ou 10 (selon les lacunes identifiées).

4.2.2 Cancer

Des VTR permettant d'estimer le risque de cancer sont disponibles pour différentes substances classées comme cancérogènes ou probablement cancérogènes chez l'humain (voir l'annexe E pour plus d'information sur les classifications). Ces VTR correspondent au « potentiel cancérogène » de la substance, c'est-à-dire à la probabilité que l'exposition prolongée¹ à une dose (ou à une concentration) donnée entraîne un cas de cancer. Ces VTR sont exprimées en risque par unité de dose d'exposition (*coefficient de cancérogénicité* : risque pour une exposition à vie à 1 mg/kg-pc par jour, exprimé en (mg/kg-pc par jour)⁻¹) ou en risque par unité de concentration d'exposition (dans l'air, *risque unitaire* pour une exposition à vie à 1 µg/m³, exprimé en (µg/m³)⁻¹). Ainsi, plus la substance en cause est fortement cancérogène, plus la VTR (c.-à-d. le niveau de risque de cancer associé à une dose donnée) est élevée.

Les VTR pour le cancer sont le plus souvent dérivées d'études toxicologiques conduites sur des animaux en laboratoire, après un ajustement animal-humain approprié des doses (ou concentrations). Toutefois, lorsque disponibles, des études épidémiologiques adéquates peuvent aussi être utilisées. Les VTR pour le cancer sont généralement estimées à partir de la pente reliant l'incidence de cancer à la dose (plus exactement, en utilisant la limite supérieure d'un niveau de confiance à 95 % de cette pente). Lorsque plusieurs études fournissent des valeurs de pente différentes, la moyenne géométrique des pentes estimées est souvent retenue comme valeur finale de VTR.

Pour évaluer le risque de cancer posé par une situation ou un projet, on estime le risque *additionnel* de cancer plutôt que le risque total. Le risque additionnel correspond au risque supplémentaire encouru à la suite de l'exposition spécifiquement liée au projet à l'étude. Ce risque s'ajoute au risque « bruit de fond » découlant de l'exposition des personnes à l'ensemble des agents cancérogènes présents dans leur milieu de vie². Le risque additionnel de cancer est estimé en multipliant le niveau d'exposition additionnel (dose ou concentration) par la VTR correspondante (coefficient de cancérogénicité ou risque unitaire).

1 Le risque de cancer est généralement associé à un niveau d'exposition moyen sur la durée de vie

2 Pour information, la plus récente publication de la Société Canadienne du Cancer indique qu'environ 2 Canadiens sur 5 (40%) développeront un cancer au cours de leur vie et qu'environ 1 sur 4 (25%) en mourra (Société canadienne du cancer (2015). Statistiques canadiennes sur le cancer 2015. <http://www.cancer.ca/~media/cancer.ca/CW/cancer%20information/cancer%20101/Canadian%20cancer%20statistics/Canadian-Cancer-Statistics-2015-FR.pdf?la=fr-CA.>).

Par exemple, pour une dose par ingestion moyenne à vie d'arsenic estimée à 0,001 mg/kg-pc par jour, et en utilisant un coefficient de cancérogénicité de 1,5 (mg/kg-pc par jour)⁻¹, le risque additionnel de cancer serait estimé à :

$$\text{Risque} = 0,001 \text{ mg/kg-pc par jour} \times \frac{1,5}{\text{mg/kg-pc par jour}} = 0,0015 \text{ (ou } 1,5 \times 10^{-3}\text{),}$$

ce qui correspond à un risque de 1 cas additionnel sur 667 personnes exposées (1/0,0015)

4.3 Sources de VTR

4.3.1 Valeurs élaborées par des agences reconnues

La sélection des VTR utilisées dans la présente étude a été effectuée parmi les valeurs proposées par les institutions reconnues par l'INSPQ, 2012a. La sélection a été effectuée en tenant compte des critères identifiés par l'INSPQ, notamment la qualité et la pertinence des études de base, la rigueur scientifique lors des étapes de calcul d'extrapolation ou de modélisation, et la date de mise à jour de la valeur. Les valeurs retenues correspondent généralement aux valeurs les plus sévères parmi celles disponibles. Les institutions reconnues par l'INSPQ sont les suivantes :

- Santé Canada (SC);
- Organisation mondiale de la santé (OMS);
- *United States Environmental Protection Agency* (U.S. EPA), via sa base de données *Integrated Risk Information System* (IRIS);
- *Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR);
- *California Environmental Protection Agency* (Cal/EPA);
- *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (RIVM).

Ces agences de santé fournissent des VTR pour l'exposition par ingestion et/ou par inhalation qui correspondent à différentes durées d'exposition (ex. : 1 heure, 8 heures, 1 à 14 jours, 15 à 364 jours, une année et plus).

Des VTR correspondant à au moins une voie d'exposition¹ et une durée d'exposition² ont été recensées pour la plupart des substances à l'étude. Toutefois, pour certaines des substances d'intérêt, aucune VTR n'est proposée pour certaines voies et/ou durées d'exposition. Par exemple, peu de valeurs sont disponibles pour estimer les risques posés par une exposition aiguë aux métaux (ce qui s'explique par le fait que la plupart des métaux ne présentent pas de toxicité particulière à court terme) et, pour 2 métaux (TI et Ti), aucune VTR établie par une institution reconnue par l'INSPQ n'est actuellement disponible. Plusieurs valeurs de référence provisoires ont donc été retenues. Ces VTR provisoires sont détaillées à la section suivante.

¹ Ingestion, inhalation ou contact cutané

² Aiguë, sous-chronique ou chronique

4.3.2 Valeurs provisoires

En l'absence de VTR recommandée par une institution reconnue par l'INSPQ, des valeurs provisoires ont été utilisées afin d'identifier tout risque potentiel, dans la mesure des données toxicologiques disponibles. En effet, il apparaissait important d'évaluer, au moins de façon préliminaire, les risques qui pourraient être posés par chacune des substances d'intérêt à court terme, suite à une exposition aiguë par inhalation (reflétant des pics de concentrations), et à long terme, suite à une exposition répétée via différentes voies (inhalation, ingestion et contact cutané).

Les valeurs provisoires considérées incluent :

- Les VTR proposées par des institutions non listées par l'INSPQ (cas de la VTR chronique par voie orale du Ti fournie par NSF international) ou publiées dans une revue scientifique avec révision par des pairs (cas du Co par voie orale);
- Les valeurs provisoires proposées par U.S. EPA (ex. : *PPRTV*¹) qui sont cohérentes avec les autres VTR disponibles pour la substance d'intérêt (cas du Ti par voie orale).
- Des VTR provisoires dérivées pour les fins de la présente étude (VTR provisoires *ad hoc*), selon une approche volontairement prudente qui peut être résumée comme suit (davantage de détails sont disponibles à l'annexe E) :
 - Exposition aiguë (8 heures) par inhalation – en l'absence de VTR fournie par les institutions susmentionnées pour évaluer le risque par inhalation à court terme (ex. : 1 heure, 8 heures, 24 heures), des valeurs provisoires pour une exposition de 8 heures ont été dérivées en divisant la concentration moyenne permise en milieu de travail (TLV-TWA²) par un facteur de sécurité.
 - Un facteur de sécurité arbitraire de 100 a généralement été retenu afin de tenir compte du fait que le niveau de protection recherché en santé environnementale (absence de tout effet néfaste pour la population, incluant les individus les plus sensibles) est plus élevé qu'en milieu de travail (ex. : tolérance d'effets réversibles chez des adultes en bonne santé). Ce facteur de sécurité a été appliqué à 7 métaux (Sb, Ba, Cr, Co, Pb, Ti, Mn).
 - Pour l'argent, la TLV-TWA vise à protéger d'un effet cumulatif. Un facteur de sécurité réduit (10) a donc été appliqué pour estimer le risque associé à des pics de concentrations sur 8 heures, ce qui reste très prudent.
 - Pour 2 métaux (Be et Se), la TLV-TWA divisée par 100 était plus faible que la VTR pour une exposition chronique et n'a donc pas été retenue.
 - Exposition aiguë (8 heures) par inhalation – cas du Mn. La VTR disponible (0,17 µg/m³) a été définie par Cal/EPA pour des expositions répétées de 8 h au manganèse sous forme de particules respirables. Elle est basée sur un niveau d'effet critique (51 µg/m³)³ identifié chez des travailleurs exposés durant plusieurs années (5,3 ans en moyenne). Cette VTR intègre un facteur de sécurité de 100 qui vise à protéger les enfants (plus sensibles que les adultes) et un facteur additionnel de 3 qui tient compte du fait que les travailleurs ont été exposés durant une période plus courte que la durée de vie. L'application de ce dernier facteur n'est pas pertinente pour une VTR qui est appliquée à

1 Provisional Peer Review Toxicity Values (<http://hhpprtv.ornl.gov>)

2 Threshold Limit Value – Time-Weighted Average : concentration moyenne sur une journée de travail (8 ou 10 heures) permise en milieu de travail, ou valeur équivalence (voir Avant-propos à l'annexe E).

3 Concentration ajustée pour une exposition continue (voir Annexe E)

une exposition aiguë (définie comme une exposition sporadique à des pics de concentration). Par conséquent, une VTR provisoire de $0,51 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été retenue pour estimer le risque posé par la concentration maximale de Mn sur 8 h.

- Exposition aiguë (1 heure) par inhalation – en l'absence de VTR fournie par les institutions susmentionnées ou de toute autre valeur (ex. : TLV-TWA) permettant de dériver une VTR provisoire pour évaluer le risque par inhalation à court terme, une VTR provisoire *ad hoc* a été dérivée en divisant la concentration limite d'exposition en situation d'urgence de niveau 1 (ex. : TEEL-1)¹ par un facteur de sécurité arbitraire de 100 (cas du Zn).
- Exposition aiguë (24 heures) par inhalation – application de la VTR chronique lorsque celle-ci est basée sur un effet sensibilisant (cas du Be par inhalation) et/ou lorsque la TLV-TWA divisée par 100 était plus faible que la VTR pour une exposition chronique (cas du Be et du Se);
- Exposition chronique - extrapolation de la voie d'exposition : pour les substances ayant une VTR par ingestion seulement, et lorsqu'il était biologiquement plausible que l'exposition par inhalation conduise aux mêmes effets, le risque posé par l'inhalation a été estimé conjointement avec le risque posé par l'ingestion. Cette extrapolation, effectuée selon l'approche recommandée par l'INSPQ, a été appliquée à 5 métaux (Sb, Cu, Tl, Ti et Zn).

4.4 VTR retenues

Les VTR retenues pour les fins de la présente étude sont indiquées aux tableaux 7 (exposition aiguë) et 8 (exposition chronique) pour les effets autres que le cancer ainsi qu'au tableau 9 pour le cancer. L'information relative à ces valeurs est fournie à l'annexe E.

Pour les métaux dont la toxicité dépend de la forme chimique, les VTR sélectionnées correspondent, dans la mesure du possible, à la forme chimique qu'il est le plus plausible de retrouver dans les particules émises par le projet (formes minérales) ou, par défaut, à la forme la plus toxique. Par exemple :

- Chrome : le chrome est vraisemblablement présent dans les roches sous forme de chromite (Golder 2014). Le chrome présent dans les particules de roche fraîchement fracturées (ex. : émises par les activités de la mine) est donc vraisemblablement sous forme de chrome trivalent (Cr III). Cette hypothèse est appuyée par les résultats d'analyse d'échantillons de PST collectés dans l'air ambiant à Malartic². Seule la forme trivalente est donc considérée dans la présente étude.
- Mercure inorganique : en l'absence de VTR pour le mercure inorganique (Hg^{2+}) par inhalation, les VTR correspondant au mercure élémentaire (Hg^0) ont été retenues, ce qui constitue une approche prudente.
- Nickel : les VTR les plus appropriées sont celles fournies par Santé Canada pour les formes de « nickel oxygéné, sulfure, soluble », ce qui inclut les oxydes (de nickel, de nickel-cuivre, de silicate de nickel et les oxydes complexes), le nickel sulfuré (incluant le subsulfure de nickel) et

¹ Temporary Emergency Exposure Limit de niveau 1 recommandé par l'U.S. Department of Emergency des États-Unis (U.S. DOE). Correspond à la concentration dans l'air (sur 15 minutes) en deçà de laquelle il est attendu que la plupart des individus ne devraient pas subir d'effets autres que légers et transitoires ou pourraient percevoir une odeur désagréable clairement définie.

² Sur 43 échantillons de PST prélevés à la station Sud entre mars 2012 et mai 2013, les analyses de spéciation du chrome (données transmises par M. Sylvain Marcoux, WSP) indiquent que les quantités de Cr hexavalent par échantillon ($\leq 4 \mu\text{g}$) étaient toujours inférieures à celles rapportées dans les blancs de laboratoire ($\leq 6 \mu\text{g}$).

- les formes de nickel solubles dans l'eau (principalement le sulfate de nickel et le chlorure de nickel) ainsi que les formes stables (ex. : minéraux sulfiques porteurs de nickel et oxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre sous certaines conditions de pH (ex. : résidus miniers acides) ou potentiel d'oxydo-réduction (ex : sédiments enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement (Santé Canada, 2010a).
- Titane : les VTR basées sur des données toxicologiques pour le dioxyde de titane ont été utilisées. Les VTR établies pour le tétrachlorure de titane ont été écartées car ce composé n'existe pas naturellement (il est produit uniquement lors de la transformation industrielle du titane par chloration) (ATSDR, 1997).

TABLEAU 7
Valeurs toxicologiques de référence ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) retenues pour
une exposition aiguë par inhalation (a. VTR_{inh})

Substance	1 heure		8 heures		24 heures	
	VTR	Origine ^a	VTR	VTR	Origine ^a	VTR
CO	23 000	Cal/EPA	10 000	OMS		
NO ₂	200	OMS				
SO ₂	500	OMS, Cal/EPA			20	OMS
PM _{2.5}					15	Santé Canada
Antimoine			(5)	TLV-TWA/100		
Argent			(1)	TLV-TWA/10		
Arsenic ^b	0,2 ^c	Cal/EPA				
Baryum			(5)	TLV-TWA/100		
Béryllium					(0,02) ^d	c. VTR
Cadmium					0,03	ATSDR
Chrome III			(5)	TLV-TWA/100		
Cobalt			(0,2)	TLV-TWA/100		
Cuivre	100	Cal/EPA				
Manganèse			(0,51) ^e	Dérivé de Cal/EPA		
Mercure ^b	0,6 ^f	Cal/EPA	0,06 ^f	Cal/EPA		
Nickel	0,2	Cal/EPA	0,06	Cal/EPA		
Plomb			(0,5)	TLV-TWA/100		
Sélénium					(20) ^d	c. VTR
Thallium			(1)	TLV-TWA/100		
Titane			(60)	TLV-TWA/100		
Vanadium	17	Cal/EPA			0,8	ATSDR
Zinc	(19)	TEEL-1/100				

a **Cal/EPA** : Reference Exposure Level (REL) pour une exposition aiguë par inhalation (<http://www.oeqha.ca.gov/air/allrels.html>); **OMS** : Recommandation dans l'air ambiant (<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>) ; **Santé Canada**: groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs nationaux de la qualité de l'air (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/summary-sommaire/index-fra.php); **TEEL-1/100** : Concentration limite dans l'air visant à protéger la population en situation d'urgence (Temporary Emergency Exposure Limit de niveau 1) divisée par un facteur de sécurité de 100; **TLV-TWA/x** : Norme en milieu de travail (Threshold Limit Value-Time Weighted Average); <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>) divisée par un facteur de sécurité de x; **UK EPAQS** : Valeur de référence pour une exposition aiguë (1h) par inhalation recommandée par EPAQS (Expert Panel on Air Quality Standards) <http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20060715141954/http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/aqs/halogens/fullreport.pdf>; **c. VTR**: VTR chronique (voir tableau 8).

b Forme inorganique

c VTR établie pour une durée de 4 heures.

d La TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100 étant plus faible que la c. VTR, cette dernière a été retenue et appliquée pour une exposition de 24 heures.

e La VTR proposée par Cal/EPA réfère en fait à une exposition chronique (expositions répétées durant toute la vie) (voir annexe E). Pour dériver la VTR provisoire (applicable à des pics de concentration dont la fréquence est sporadique), le facteur de sécurité (3) dédié à la durée chronique de l'exposition a été supprimé (voir section 4.3.2).

f Dérivée de la TLV-TWA établie pour le mercure élémentaire (aucune valeur disponible pour le mercure inorganique).

(-) Les valeurs entre parenthèses sont des valeurs provisoires (voir section 4.3.2).

TABLEAU 8
Valeurs toxicologiques de référence retenues pour une exposition
chronique (c. VTR) – effets autres que le cancer

Substance	Ingestion (c. VTR _{ing})		Inhalation (c. VTR _{inh})		
	Dose (mg/kg-pc par jour)	Origine ^a	Dose (mg/kg-pc par jour)	Concentration (µg/m ³)	Origine ^b
CO	NA				
NO ₂	NA			40	OMS
SO ₂	NA			20	OMS
PM _{2,5}	NA			10	OMS
Antimoine	2,0E-04	Santé Canada	(2,0E-04)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Argent	5,0E-03	IRIS		(0,45)	Dérivée de TLV-TWA/10
Arsenic ^d	3,5E-06	Cal/EPA	3,5E-06	0,015	Cal/EPA
Baryum	0,2	IRIS, ASTDR, Santé Canada		1,0	RIVM
Béryllium	2,0E-03	IRIS, ATSDR, Cal/EPA, OMS		0,02	OMS, IRIS
Cadmium	1,0E-04	ATSDR		0,01	ATSDR
Chrome III	1,5	IRIS		(0,5) ^e	Dérivée de s.c. VTR
Cobalt	(0,02)	Publication		0,1	ATSDR, OMS
Cuivre	0,091-0,141 ^f	Santé Canada	(0,01-0,017)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Manganèse	0,122-0,156 ^f	Santé Canada		0,05 ^g	IRIS
Mercure ^d	3,0E-04	IRIS		0,03 ^h	Cal/EPA
Nickel	0,011	Cal/EPA		0,02	Santé Canada
Plomb	3,6E-03	SC, RIVM, OMS		0,5	OMS
Sélénium	5,0E-03	IRIS, ATSDR, Cal/EPA	5,0E-03	20 ^c	Cal/EPA
Thallium	(1,0E-05)	PPRTV	(1,0E-05)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Titane	(3,0)	NSF	(3,0)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Vanadium	(1,0E-03) ⁱ	Dérivée de s.c. VTR		0,1	ATSDR
Zinc	0,48-0,57 ^f	Santé Canada	(0,48-0,57)	-- ^c	Dérivée de c. VTR _{ing}
Silice cristalline respirable	NA			3	Cal/EPA

- a **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique par ingestion recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition chronique par ingestion (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **IRIS** : *Reference Dose* (RfD) pour une exposition chronique par ingestion recommandée par le *Integrated Risk Information System* de l'U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **NSF** : *Reference Dose* (RfD) dérivée par NSF International pour une exposition chronique (accès via <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter>); **OMS** : dose journalière recommandée ou dose dérivée d'une valeur hebdomadaire recommandée (<http://www.inchem.org/>); **Publication** : Finley et coll. (2012). Derivation of a chronic oral reference dose for cobalt. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 64(3):491-503; **RIVM** : *Tolerable Daily Intake* recommandée pour une exposition chronique par ingestion par le *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>); **Santé Canada**: Dose Journalière Tolérable (DJT) par ingestion recommandée pour une exposition chronique par SC (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php); **UK CoT** : *Tolerable Daily Intake* (TDI) recommandée par *United Kingdom Committee on Toxicity* (CoT); **PPRTV** : Valeur provisoire de dépistage dérivée par U.S. EPA (<https://hhprrtv.ornl.gov/>); **s.c. VTR**: VTR sous-chronique.
- b **ATSDR** : *Maximum Risk Level* (MRL) pour une exposition chronique par inhalation recommandée par ATSDR (<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/index.asp>); **Cal/EPA** : *Reference Exposure Level* (REL) pour une exposition chronique par inhalation (<http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>); **IRIS** : *Reference Concentration* (RfC) pour une exposition chronique par inhalation recommandée par le *Integrated Risk Information System* de l'U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **OMS** : Recommandation dans l'air ambiant (<http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>); **RIVM** : Concentration tolérable dans l'air recommandée pour une exposition chronique par inhalation par le *National Institute of Public Health and the Environment* des Pays-Bas (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>); **Santé Canada**: Concentration tolérable (CT) dans l'air recommandée par SC (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/part-partie_ii/index-fra.php); **TLV-TWA** : Norme en milieu de travail (*Threshold Limit Value-Time Weighted Average*; <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDDB>); **s.c. VTR**: VTR sous-chronique.
- c En l'absence de VTR_{inh} , le risque posé par l'inhalation devrait être estimé à partir de la VTR_{ing} et de la dose d'exposition combinant toutes les voies d'exposition (inhalation + ingestion + contact cutané).
- d Forme inorganique
- e Valeur provisoire obtenue en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la VTR sous-chronique ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) proposée par ATSDR, 2012a pour les composés insolubles du chrome trivalent.
- f Valeurs spécifiques à chaque groupe d'âge. À défaut de VTR_{inh} , ces VTR_{ing} devraient être utilisées pour estimer le risque découlant de l'exposition totale (inhalation + ingestion + contact cutané).
- g VTR associée au manganèse sous forme de particules respirables
- h Valeur correspondant au mercure élémentaire (aucune valeur disponible pour le mercure inorganique).
- i Valeur provisoire obtenue en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la VTR sous-chronique ($0,01 \text{ mg}/\text{kg-pc}$ par jour) proposée par ATSDR, 2012b.
- (-) Les valeurs entre parenthèses sont des valeurs provisoires (voir section 4.3.2).
- NA Non applicable (la substance ne présente pas de toxicité via cette voie et/ou cette durée d'exposition)

TABEAU 9
Valeurs toxicologiques de référence retenues pour évaluer le risque de cancer

Substances	Potentiel cancérogène pour l'humain ^a	Ingestion		Inhalation	
		Coefficient de cancérogénicité (mg/kg.j) ⁻¹	Origine ^b	Risque unitaire (µg/m ³) ⁻¹	Origine ^b
CO	NC	NA		NA	
NO ₂	NC	NA		NA	
SO ₂	NC	NA		NA	
PM _{2.5}	1	NA ^d		ND	
Antimoine	NC	NA		NA	
Argent	NC	NA		NA	
Arsenic ^c	A, 1, I	1,5	IRIS, Cal/EPA	4,3 x 10 ⁻³	IRIS
Baryum	NC	NA		NA	
Béryllium	B1, 1	NA ^d		2,4 x 10 ⁻³	IRIS, Cal/EPA, OMS
Cadmium	B1, 1, II	NA ^d		4,2 x 10 ⁻³	Cal/EPA
Chrome III	NC	NA		NA	
Cobalt	2B	ND		ND	
Cuivre	NC	NA		NA	
Manganèse	NC	NA		NA	
Mercure ^c	NC, C	NA		NA	
Nickel	1, 2B, B2	ND		1,3 x 10 ⁻³	Santé Canada
Plomb	B2, 2A, IIIB	8,5 x 10 ⁻³	Cal/EPA	1,2 x 10 ⁻⁵	Cal/EPA
Sélénium	NC	NA		NA	
Thallium	NC	NA		NA	
Titane	2B ^e	ND		ND	
Vanadium	2B ^f	ND		ND	
Zinc	NC	NA		NA	
Silice cristalline respirable	1	NA ^d		ND	

a **Classification selon U.S. EPA (IRIS)** : groupe A : cancérogène pour l'humain, groupes B1 et B2 : probablement cancérogène pour l'humain, groupe C : possiblement cancérogène pour l'humain (<http://www.epa.gov/iris/index.html>).

Classification selon CIRC : groupe 1 : cancérogène pour l'humain, groupe 2A : probablement cancérogène pour l'homme, groupe 2B : peut-être cancérogène pour l'homme (<http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>).

Classification selon Santé Canada : groupe I : cancérogène pour l'humain, groupe II : probablement cancérogène pour l'humain, groupe III : susceptible d'être cancérogène pour l'humain (<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-eng.php>).

b **Cal/EPA** : Cancer Potency Factors (http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html); **IRIS** : Oral Slope Factors et Inhalation Unit Risks recommandés dans la base de données IRIS par U.S. EPA (<http://www.epa.gov/iris/index.html>); **OMS** : Cancer Risk Unit (<http://www.inchem.org/>); **Santé Canada** : VTR de substances cancérogènes (http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/part-partie_ii/index-fra.php).

c Forme inorganique

d Classification non applicable à l'ingestion.

e Classification attribuée au dioxyde de titane.

f Classification attribuée au pentoxyde de vanadium.

NC Substance non classée comme cancérogène, cancérogène probable ou cancérogène possible chez l'humain (ou substance non évaluée) par U.S. EPA, CIRC ou Santé Canada.

NA Non applicable

ND Non disponible.

5. CARACTÉRISATION DE L'EXPOSITION

L'estimation de l'exposition des individus (récepteurs) est une étape déterminante de l'évaluation des risques. En effet, ce sont les contacts possibles de ces récepteurs avec les substances à l'étude qui peuvent donner naissance à des effets sur la santé. Il est donc important d'identifier les récepteurs et 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 substances dans les divers compartiments environnementaux d'intérêt.

L'exposition potentielle aux substances retenues a été estimée conformément aux lignes directrices de l'INSPQ, 2012a. Trois catégories d'exposition ont donc été estimées :

- Les niveaux d'exposition dits « bruit de fond », qui sont associés à la présence des substances à l'étude dans l'environnement général (air, eau, sol, poussières, alimentation) et qui ne sont pas attribuables aux activités de la mine;
- Les niveaux dits « additionnels », qui représentent l'exposition des individus attribuable aux activités d'exploitation de la mine et qui ne tiennent pas compte de l'exposition bruit de fond;
- Les niveaux « totaux », qui incluent à la fois les niveaux bruit de fond et additionnels.

Les détails relatifs à l'estimation de l'exposition bruit de fond, additionnelle (activités d'exploitation de la mine) et totale sont présentés dans les sous-sections suivantes.

5.1 Caractérisation des récepteurs

5.1.1 Identification des récepteurs

Dans le contexte d'une évaluation des risques toxicologiques, les récepteurs sont définis comme une combinaison d'un lieu et d'un individu. Il convient donc d'identifier les récepteurs à partir de l'information disponible concernant la fréquentation de la zone d'étude par la population la plus vulnérable et/ou la plus exposée. Les récepteurs sont donc identifiés en tenant compte de la présence des quartiers résidentiels existants, projetés ou en cours de développement, des autres endroits particulièrement fréquentés par les enfants (ex. : écoles, parcs, garderies) et/ou par des personnes vulnérables du fait de leur état de santé (institutions de santé, résidences de personnes âgées), ainsi que de toute activité qui amènerait la population à fréquenter un secteur donné (ex. : activité récréative).

Le noyau urbain de Malartic¹ compte environ 3 200 habitants de tous âges (Statistique Canada, 2012).

Selon l'information fournie au chapitre 6 (Description du milieu humain) de l'ÉIE (WSP, 2015a), le noyau urbain de Malartic inclut notamment des résidences, des parcs, des écoles/garderies, des résidences pour personnes âgées, des institutions de santé et des sites d'activités récréatives (ex. : camping, golf). Des résidences sont également localisées au sud du projet d'Extension, le long du chemin des Merles (municipalité de Rivière-Héva). Par

¹ Recensement de 2011 – Malartic (centre de population)

ailleurs, un espace agricole se situe le long du chemin des Merles), quelques camps de chasse (camps ou caches sans droit) ont été observés dans la zone d'étude (à l'est du projet), et la pêche est peu pratiquée dans la zone d'étude (WSP, 2015a).

Le rapport de modélisation de la dispersion atmosphérique (WSP, 2015b) fournit des concentrations dans l'air estimées pour une douzaine de récepteurs ponctuels. Pour les fins de la présente étude, 2 récepteurs ont été ajoutés pour représenter les principaux sites d'activités récréatives. Ainsi, des concentrations additionnelles modélisées dans l'air sont disponibles pour les 14 récepteurs suivants :

- Des résidences à proximité des opérations minières (RES1 à RES3 au sud du noyau urbain de Malartic; RES4 à RES6 au sud du projet);
- Deux écoles : l'école primaire des Explorateurs (ECO1) et l'école secondaire Le Tremplin (ECO2);
- Une garderie (CPE Bambins et Câlines : CPE1);
- Une institution de santé (Centre d'hébergement Saint-Martin : SAN1);
- Deux sites d'activités récréatives, soit le camping (CAMP) et le terrain de golf (GOLF);
- Les stations de suivi de la qualité de l'air (station Nord : STAQAN, station Sud : STAQAS).

La localisation de ces 14 récepteurs est indiquée à la figure 4. Pour les fins de l'évaluation des risques, seuls ces récepteurs ont été considérés car ils représentent les endroits les plus susceptibles d'être fréquentés par la population et/ou d'être les plus exposés.



FIGURE 4 Localisation des récepteurs

5.1.2 Scénarios d'exposition

Les hypothèses retenues pour estimer l'exposition des individus (scénarios d'exposition) sont basées sur les recommandations émises dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012a) pour un contexte résidentiel en milieu urbain. Ces hypothèses, très prudentes, visent à s'assurer de la mise en évidence de tout risque potentiel posé par une exposition quotidienne, à court, moyen ou long terme. Elles impliquent la présence, dans la zone d'étude, d'individus appartenant à toutes les tranches d'âge, à raison de 24 heures par jour, 365 jours par année durant 70 ans. L'ensemble de la population générale est donc représenté.

Différentes voies d'exposition doivent être considérées afin d'estimer l'exposition des récepteurs. Les voies retenues pour estimer l'exposition bruit de fond et l'exposition additionnelle sont résumées au tableau 10.

TABLEAU 10
Sommaire des voies d'exposition considérées

Voie d'exposition	Bruit de fond	Additionnelle
Inhalation d'air intérieur et extérieur	√	√
Ingestion d'eau potable	√	
Ingestion de sol de surface	√	
Ingestion de poussières intérieures	√	√
Ingestion d'aliments (denrées commerciales)	√	
Ingestion de fruits/légumes cultivés localement		√
Ingestion de lait maternel (0-6 mois)		√
Contact cutané avec le sol de surface	√	
Contact cutané avec les poussières intérieures	√	√
Contact cutané avec l'air intérieur et extérieur	√	√

Les niveaux d'exposition bruit de fond ont été estimés en tenant compte de toutes les voies d'exposition identifiées par l'INSPQ (2012a) dans un contexte résidentiel en milieu urbain. Les niveaux d'exposition additionnelle ont quant à eux été estimés pour toutes les voies d'exposition pertinentes, c.-à-d. associées aux milieux environnementaux qui pourraient être affectés par la qualité de l'air et dans lesquels la concentration additionnelle de métaux a pu être estimée¹. La consommation d'eau potable n'a pas été considérée pour estimer l'exposition additionnelle car des dispositions sont prises pour assurer l'intégrité des sources d'alimentation en eau potable et des cours d'eau d'approvisionnement (WSP, 2015a).

Les paramètres d'exposition (ex. : taux d'inhalation, taux d'ingestion, poids corporel) ainsi que les équations recommandées par l'INSPQ (2012a) pour une estimation déterministe ont été utilisées. Les doses d'exposition ont été estimées pour des récepteurs mixtes (hommes et femmes) et pour tous les groupes d'âge (0-6 mois, 0,5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans, 20 ans et plus)². Pour ce qui concerne la consommation d'aliments d'origine locale, la

¹ Ce qui exclut le sol (voir la section 5.3.2.2).

² Afin de faciliter la lecture, les tranches d'âge ainsi nommées ont été utilisées dans le reste du rapport (notamment dans les tableaux et annexes) à la place des appellations indiquées dans le document de l'INSPQ (c.-à-d. 0 – 6 mois (nourrissons), 6 mois - < 5 ans (tout-petits), 5 - < 12 ans (enfants), 12 - < 20 ans (adolescents) et 20 ans et plus (adultes)).

contribution des produits végétaux (fruits et légumes) locaux a été fixée à 10% de la consommation quotidienne de ce type de denrées, et ce, 365 jours/année; cette hypothèse de travail prudente est celle recommandée par l'INSPQ dans un contexte résidentiel en milieu urbain. L'application de cette valeur (10%) est motivée par la présence de terres agricoles et par la présence possible de jardins potagers dans la zone d'étude. En l'absence de communauté autochtone dans la zone d'étude (WSP, 2015a), aucune modification des paramètres d'exposition n'était requise pour tenir compte d'activités traditionnelles. Afin de maximiser l'exposition des récepteurs, il a été considéré que la totalité des aliments d'origine locale provenait de l'endroit (récepteur) le plus exposé¹. L'exposition des nourrissons via le lait maternel a été estimée selon une des méthodologies reconnues par l'INSPQ, soit celle décrite par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996)

5.2 Modélisations

5.2.1 Modélisation des concentrations additionnelles dans l'air

Les concentrations additionnelles de gaz, particules et métaux dans l'air ont été estimées par WSP en modélisant la dispersion atmosphérique des émissions qui pourraient être engendrées par les activités d'exploitation de la mine (WSP, 2015b). La modélisation a été effectuée en se conformant à la méthodologie imposée par le MDDELCC², c.-à-d. en se basant sur des hypothèses qui visent à maximiser les concentrations dans l'air. Brièvement, les modélisations ont été réalisées à partir de données météorologiques horaires couvrant 5 années complètes et représentatives du site, en considérant toutes les sources d'émission pertinentes (voir section 2.2) et en tenant compte de certaines mesures d'atténuation (voir section 2.2.4) dans le respect des limites imposées par le MDDELCC.

Ces modélisations ont été réalisées selon 3 scénarios³ définis en fonction du plan d'agencement général de la mine, du calendrier de production et de la description des trajets empruntés par les camions pour le transport des différentes matières sur le site (WSP, 2015b). Pour les fins de la présente étude, ces scénarios ont été associés à 3 périodes d'exploitation (Phases 1, 2 et 3) qui couvrent la durée totale de l'exploitation⁴ :

- La Phase 1 (période 2011-2013) est représentée par un scénario basé sur les conditions réelles de l'exploitation qui a eu lieu durant l'année 2013;
- La Phase 2 (période 2014-2016) est représentée par un scénario basé sur les paramètres d'exploitation correspondant à l'année 2016;
- La Phase 3 (période 2017-2028) est représentée par un scénario basé sur les paramètres d'exploitation correspondant à l'année 2017.

1 Concentrations dans les végétaux estimées à partir des concentrations additionnelles de métaux (sur une base annuelle, sous forme de PST) les plus élevées (tableaux 13 et 15)

2 Guide de modélisation de la dispersion atmosphérique (MDDEP 2005), accessible en ligne à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/guide-mod-dispersion.pdf>

3 Pour les fins de la présente étude, les résultats de modélisation retenus sont ceux obtenus avec les « scénarios de base » définis par WSP (2015b)

4 L'attribution d'un scénario à chacune des années d'exploitation a été effectuée de façon prudente, notamment en retenant les années pour lesquelles le tonnage devant être extrait est le plus élevé, et après consultation des spécialistes en modélisation de WSP (voir section 6.2.3.4 pour plus de détails).

Pour les fins de la présente étude, les concentrations de gaz, particules et métaux dans l'air utilisées pour estimer l'exposition additionnelle des récepteurs sont celles modélisées et fournies par WSP (valeurs présentées à l'annexe H)¹. Par défaut, les concentrations additionnelles de silice cristalline respirable ont été estimées à partir de la meilleure information disponible, soit en multipliant les concentrations additionnelles de particules respirables (PM₄) estimées² par la teneur maximale de silice cristalline (3,3%)³ mesurée dans les PM₄ prélevées dans l'air à Malartic (résultats présentés au tableau D-8).

5.2.2 Modélisation des concentrations multimédia

Les concentrations de substances dans les milieux environnementaux d'intérêt ont été estimées en suivant les recommandations émises par le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996). Les processus de transfert utilisés sont résumés au tableau suivant. Les concentrations estimées ainsi que les équations et les valeurs des paramètres utilisés sont présentées à l'annexe F.

TABEAU 11
Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations
dans les milieux environnementaux d'intérêt

Processus impliqué	Caractéristiques du modèle ^a
Transfert air extérieur → air intérieur	Pour les métaux, la concentration dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration dans l'air ambiant. Pour les gaz (CO, NO ₂ et SO ₂), les PM _{2,5} et la silice cristalline respirable, la concentration dans l'air intérieur correspond à la concentration dans l'air ambiant.
Transfert air intérieur → poussières intérieures	Le dépôt des particules en suspension (PST) dans l'air contribuerait à 10% des poussières intérieures en été et à environ 14% des poussières intérieures en hiver.
Transfert air ambiant → végétaux	L'absorption de métaux suite au dépôt atmosphérique des particules en suspension (PST) sur les plantes tient compte du taux de dépôt, des caractéristiques de la partie de la plante exposée à l'air et consommée, de la période de croissance avant récolte de la plante et des pertes possibles découlant du lessivage par les précipitations.

^a Selon les recommandations du ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996).

¹ Communication personnelle de M. Julien Poirier (WSP), 12 février 2016

² Par défaut, les concentrations de PM₄ ont été estimées par régression linéaire à partir des concentrations de PM_{2,5} et de PM₁₀ modélisées et fournies par WSP, selon l'équation suivante: $PM_4 = (0,8 \times PM_{2,5}) + (0,2 \times PM_{10})$.

³ Valeur obtenue en août 2014 à la station Sud. Correspond à la teneur en silice cristalline la plus élevée parmi toutes celles obtenues dans les échantillons de PM₄ dans l'air prélevés sur plusieurs jours durant la période 2012-2015 et dans lesquels la teneur en silice cristalline était détectable (voir tableau E-8).

5.3 Concentrations retenues dans les milieux environnementaux

5.3.1 Air

Les concentrations de gaz, particules, métaux et silice dans l'air ambiant découlant d'activités humaines ou de conditions naturelles (ex. : érosion éolienne, incendies de forêt) dépendent de nombreux paramètres relatifs aux sources d'émissions¹ et aux conditions de dispersion dans l'atmosphère (ex. : température, stabilité atmosphérique, vitesse et direction des vents). Les concentrations dans l'air peuvent donc être très variables (ex. : pics de concentration sur des périodes très courtes). Dans un contexte d'évaluation du risque, il est donc primordial que la concentration d'exposition évaluée soit en adéquation avec la période d'exposition de la VTR. Par exemple, si la VTR est définie pour une durée de 1 heure, le risque doit être estimé à partir d'une concentration d'exposition mesurée ou estimée sur 1 heure.

Par ailleurs, d'un point de vue toxicologique, les particules présentant un intérêt pour estimer les risques posés par l'inhalation de métaux sont les particules inhalables (PM_{10})² car i) les particules plus grossières ne pénètrent pas dans le système respiratoire et ii) les VTR par inhalation pour les métaux sont basées sur des données toxicologiques obtenues avec des particules de cette taille ou plus fines. Pour les fins de la présente étude, le risque par inhalation posé par les métaux a été estimé à partir des concentrations de métaux disponibles dans les PM_{10} (cas des concentrations modélisées) ou, par défaut, dans les PST (cas des concentrations mesurées et de la plupart des concentrations bruit de fond), ce qui constitue une approche prudente car les PM_{10} représentent une fraction des PST.

En ce qui concerne l'exposition par ingestion (ex. : via le dépôt atmosphérique des particules sur les feuilles des végétaux) et par contact cutané, la taille des particules ne représente pas une limite. Dès lors, l'exposition chronique par ces voies a été estimée à partir des concentrations annuelles moyennes de métaux dans les PST.

5.3.1.1 Concentrations totales mesurées (2012-2015)

Les concentrations mesurées dans l'air à Malartic reflètent le cumul de toutes les sources d'émission, qu'elles soient associées aux activités d'exploitation de la mine ou non. Dans un contexte d'évaluation du risque, les données de suivi de la qualité de l'air sont donc considérées comme représentatives de l'exposition totale (bruit de fond + additionnelle).

Les concentrations mesurées à Malartic (tableaux 3 et 4) ont été utilisées pour estimer les risques d'effets sur la santé de la population durant la période d'exploitation 2012-2015.

¹ Du fait de la dispersion atmosphérique et du transport sur de longues distances des polluants dans l'atmosphère, la qualité de l'air à un endroit donné est affectée par des sources qui peuvent être locales, régionales, continentales et à l'échelle de la planète.

² Les PM_{10} incluent les PM_{10} et les $PM_{2.5}$.

5.3.1.2 Concentrations bruit de fond documentées

Les concentrations bruit de fond dans l'air sont résumées au tableau 12. Elles correspondent généralement aux valeurs indiquées par le MDDELCC pour le projet d'Extension (lorsque disponibles)¹. A moins d'indications contraires au tableau 12, les concentrations de métaux sont présumées correspondre à des métaux sous forme de PST. Pour la silice, la taille des particules n'est pas précisée. Davantage de détails sur l'origine des valeurs retenues sont présentés à l'annexe G.

Les concentrations bruit de fond dans l'air ont été utilisées conjointement avec les concentrations additionnelles modélisées (voir section 5.3.1.3) pour évaluer les risques posés par le projet d'Extension.

TABEAU 12
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) bruit de fond dans l'air

Substance	1 heure	8 heures	24 heures	Annuelle
CO	2 650 ^a	1 750		
NO ₂	40 ^a		30 ^a	10 ^a
SO ₂	60 ^b		37 ^b	5,2 ^b
PM _{2.5}			15 ^a	6,5 ^c
Antimoine				7,0E-03 ^a
Argent				5,0E-03 ^a
Arsenic				2,0E-03 ^a
Baryum				2,5E-02 ^a
Béryllium				1,9E-05 ^d
Cadmium				3,0E-03 ^a
Chrome III				1,0E-02 ^a
Cobalt				2,4E-04 ^d
Cuivre			0,2 ^a	7,7E-04 ^d
Manganèse				2,0E-02 ^{a,e}
Mercuré				2,0E-03 ^a
Nickel			2,0E-03 ^{a,e}	8,3E-04 ^d
Plomb				2,5E-02 ^a
Sélénium	0,15 ^a			2,4E-04 ^d
Thallium				5,0E-02 ^a
Titane				8,2E-06 ^d
Vanadium				1,0E-02 ^a
Zinc			0,1 ^a	1,6E-03 ^d
Silice cristalline ^f	0,3 ^a			4,0E-02 ^a

^a Valeurs indiquées par le MDDELCC pour le projet d'Extension (WSP, 2015b).

^b Concentrations tirées des données du Réseau National de la Surveillance de la Pollution de l'Air (RNSPA)

^c Concentration moyenne à Malartic en 2007 (GENIVAR, 2008a).

^d Concentrations estimées par modélisation à partir des concentrations bruit de fond dans le sol

^e Concentration sous forme de PM₁₀.

^f Taille des particules non précisée par le MDDELCC

¹ Les concentrations initiales mesurées en 2007 (tableaux 3 et 4) ont été utilisées pour discuter les résultats

5.3.1.3 Concentrations additionnelles modélisées (2011-2028)

Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant retenues pour estimer les risques posés par les activités d'exploitation de la mine correspondent, pour chaque substance et chaque durée d'exposition, à la valeur la plus élevée parmi celles estimées par modélisation (3 phases d'exploitation, 5 années météorologiques, 14 récepteurs; voir section 5.2.1)¹ :

- Exposition aiguë : concentration maximale modélisée sur 1 h, 8 h et/ou 24 h, parmi les 3 phases d'exploitation (récepteur le plus exposé) (tableau 13);
- Exposition chronique : concentration moyenne annuelle modélisée la plus élevée parmi les 3 phases d'exploitation (récepteur le plus exposé sur une base annuelle) (tableau 13);
- Exposition moyenne sur la durée de vie² : concentration additionnelle moyenne sur 70 ans estimée à partir de l'exposition additionnelle cumulée durant toute la durée de l'exploitation (18 ans). L'exposition cumulée est estimée pour le récepteur le plus exposé durant l'ensemble de la période d'exploitation, à partir des concentrations moyennes annuelles modélisées dans l'air pour chacune des 3 phases (tableau 14 pour l'inhalation et tableau 15 pour les autres voies d'exposition).

Il faut se rappeler que les concentrations modélisées ont été obtenues sans tenir compte du dépôt des particules, ce qui surestime les concentrations dans l'air.

¹ Les concentrations maximales estimées pour chaque phase d'exploitation et chaque récepteur sont disponibles à l'annexe H

² Pour l'estimation du risque additionnel de cancer posé par les métaux

TABLEAU 13
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles modélisées
dans l'air ambiant pour estimer l'exposition aiguë et chronique

Type d'exposition	Aiguë			Chronique	
Voie d'exposition	Inhalation			Inhalation	Ingestion et contact cutané
Substance	Concentration maximale sur 1 h	Concentration maximale sur 8 h	Concentration maximale sur 24 h	Concentration moyenne annuelle la plus élevée	Concentration moyenne annuelle la plus élevée
Oxydes gazeux					
CO	6180	1 019	-	-	-
NO ₂	524	305	204	74	-
SO ₂	17	-	1,0	0,10	-
Particules					
PM _{2,5}	221	-	57	9,1	-
Métaux (selon la taille des particules)	PM₁₀^a	PM₁₀^a	PM₁₀^a	PM₁₀^a	PST^b
Antimoine	2,21E-03	1,20E-03	8,73E-04	1,08E-04	3,80E-04
Argent	8,39E-04	3,44E-04	2,06E-04	2,62E-05	9,03E-05
Arsenic	4,00E-03	1,63E-03	8,79E-04	1,03E-04	3,60E-04
Baryum	3,47E-01	1,41E-01	8,48E-02	1,06E-02	3,71E-02
Béryllium	3,83E-04	1,57E-04	8,43E-05	1,01E-05	3,49E-05
Cadmium	2,86E-04	1,17E-04	7,74E-05	9,76E-06	3,39E-05
Chrome	5,27E-01	2,15E-01	1,16E-01	1,36E-02	4,75E-02
Cobalt	4,54E-02	1,86E-02	1,00E-02	1,17E-03	4,10E-03
Cuivre	7,00E-02	2,86E-02	1,54E-02	1,94E-03	6,74E-03
Manganèse	6,93E-01	2,83E-01	1,53E-01	1,80E-02	6,26E-02
Mercur	2,27E-05	9,32E-06	5,18E-06	6,61E-07	2,27E-06
Nickel	2,65E-01	1,08E-01	5,83E-02	6,81E-03	2,38E-02
Plomb	2,17E-02	8,83E-03	5,31E-03	6,66E-04	2,32E-03
Sélénium	1,09E-03	4,43E-04	2,66E-04	3,34E-05	1,16E-04
Thallium	4,87E-04	1,99E-04	1,19E-04	1,50E-05	5,21E-05
Titane	2,07E+00	8,45E-01	5,07E-01	6,36E-02	2,22E-01
Vanadium	9,14E-02	3,73E-02	2,24E-02	2,81E-03	9,79E-03
Zinc	9,07E-02	3,70E-02	2,22E-02	2,79E-03	9,73E-03
Silice cristalline respirable	-	-	-	0,526	-

Valeurs fournies par WSP (communication personnelle de M. Julien Poirier, 25 février 2016).

a Valeurs (métaux sous forme de PM₁₀) utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer par inhalation.

b Valeurs (métaux sous forme de PST) utilisées pour estimer les risques d'effets autres que le cancer par ingestion et contact cutané.

- Valeurs non requises (absence de VTR pour la durée d'exposition correspondante et/ou voie d'exposition non pertinente)

TABLEAU 14
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles de métaux (PM_{10}) modélisées
dans l'air ambiant pour estimer l'exposition cumulée par inhalation

Substance	Concentration moyenne sur une base annuelle		
	Phase 1	Phase 2	Phase 3
Antimoine	3,76E-06	1,08E-04	6,28E-06
Argent	1,43E-05	2,62E-05	2,21E-05
Arsenic	3,91E-05	7,73E-05	1,03E-04
Baryum	5,37E-03	1,06E-02	8,99E-03
Béryllium	5,47E-06	1,01E-05	1,00E-05
Cadmium	4,64E-06	9,76E-06	7,48E-06
Chrome III	2,63E-03	5,19E-03	1,36E-02
Cobalt	4,25E-04	8,38E-04	1,17E-03
Cuivre	9,83E-04	1,94E-03	1,82E-03
Manganèse	8,73E-03	1,71E-02	1,80E-02
Mercure	3,73E-07	6,61E-07	6,02E-07
Nickel	1,29E-03	2,55E-03	6,81E-03
Plomb	3,37E-04	6,66E-04	5,62E-04
Sélénium	1,69E-05	3,34E-05	2,82E-05
Thallium	7,43E-02	1,50E-05	1,27E-05
Titane	7,57E-06	6,36E-02	5,38E-02
Vanadium	3,22E-02	2,81E-03	2,37E-03
Zinc	1,42E-03	2,79E-03	2,36E-03

Valeurs fournies par WSP (communication personnelle de M. Julien Poirier, 25 février 2016). Concentrations correspondant au récepteur le plus exposé sur la durée totale de l'exploitation prévue (RES1).

TABLEAU 15
Concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelles de métaux (PST) modélisées
dans l'air ambiant pour estimer l'exposition cumulée par ingestion et contact cutané

Substance	Concentration moyenne sur une base annuelle		
	Phase 1	Phase 2	Phase 3
Antimoine	1,25E-05	3,80E-04	2,19E-05
Argent	4,53E-05	9,03E-05	7,64E-05
Arsenic	1,30E-04	2,69E-04	3,60E-04
Baryum	1,79E-02	3,71E-02	3,13E-02
Béryllium	1,74E-05	3,49E-05	3,47E-05
Cadmium	1,51E-05	3,39E-05	2,59E-05
Chrome III	8,72E-03	1,81E-02	4,75E-02
Cobalt	1,41E-03	2,92E-03	4,10E-03
Cuivre	3,26E-03	6,74E-03	6,32E-03
Manganèse	2,88E-02	5,93E-02	6,26E-02
Mercure	1,16E-06	2,27E-06	2,07E-06
Nickel	4,28E-03	8,87E-03	2,38E-02
Plomb	1,12E-03	2,32E-03	1,96E-03
Sélénium	5,62E-05	1,16E-04	9,82E-05
Thallium	2,47E-01	5,21E-05	4,40E-05
Titane	2,51E-05	2,22E-01	1,87E-01
Vanadium	1,07E-01	9,79E-03	8,26E-03
Zinc	4,72E-03	9,73E-03	8,21E-03

Valeurs fournies par WSP (communication personnelle de M. Julien Poirier, 25 février 2016). Concentrations correspondant au récepteur le plus exposé sur la durée totale de l'exploitation prévue (RES1).

5.3.2 Autres milieux environnementaux et aliments

5.3.2.1 Concentrations bruit de fond

Les concentrations bruit de fond retenues (eau potable, sols de surface, poussières intérieures) sont idéalement celles mesurées dans la zone d'étude (avant exploitation de la mine), lorsque disponibles. Par défaut, des données régionales, provinciales, nationales ou nord-américaines ont été recherchées (en suivant cet ordre de préférence). Au besoin, des concentrations ont été modélisées. Les apports alimentaires documentés pour la population canadienne (par défaut, nord-américaine) ont été utilisés pour estimer les doses associées à l'alimentation.

La méthodologie utilisée et les valeurs retenues sont présentées à l'annexe G.

5.3.2.2 Concentrations additionnelles

➤ Poussières intérieures et fruits/légumes d'origine locale

Les concentrations additionnelles de métaux dans les poussières intérieures et les végétaux ont été modélisées à partir des concentrations additionnelles de métaux (PST) estimées dans l'air (mécanismes de transfert indiqués à la section 5.2.2). Les concentrations ainsi obtenues sont présentées à l'annexe I.

➤ Sols

Les concentrations additionnelles dans le sol qui pourraient découler des activités de la mine (retombées atmosphériques des poussières) peuvent difficilement être estimées. En effet, comme les modélisations de la dispersion atmosphérique¹ visent à maximiser les concentrations additionnelles dans l'air, il est considéré que les particules ne se déposent pas au sol, ce qui ne permet pas d'estimer de façon réaliste les retombées au sol. Par ailleurs, les concentrations de métaux accumulées dans le sol ne sauraient être prédites de façon satisfaisante car, une fois déposés au sol, le devenir des métaux (associés aux particules) est difficilement prévisible (dépend de nombreux processus tels que remise en suspension dans l'air par l'érosion éolienne, ruissellement vers les plans d'eau environnants, infiltration vers le sol plus en profondeur et/ou vers l'eau souterraine). Considérant ce qui précède, la potentielle accumulation à long terme des métaux dans les sols n'a pu être ni estimée ni considérée dans la présente étude.

¹ Réalisées conformément aux exigences du MDDELCC

5.4 Niveaux d'exposition des récepteurs

Les niveaux d'exposition des récepteurs (concentrations et doses) ont été estimés à partir des concentrations présentées à la section 5.3 et selon les scénarios d'exposition décrits à la section 5.1.2. Dans tous les cas, les résultats présentés correspondent au récepteur le plus exposé.

5.4.1 Exposition aiguë par inhalation

L'exposition aiguë par inhalation a pu être estimée pour les situations suivantes :

- Exposition réelle (totale) durant la période d'exploitation 2012-2015, correspondant aux concentrations maximales mesurées à Malartic pour le NO₂ sur 1 h (tableau 3), les PM_{2.5} sur 24 h (tableau 3) et 9 métaux (PST) sur 24 h (tableau 4);
- Exposition bruit de fond, correspondant aux concentrations bruit de fond documentées sur 1 h, 8 h et/ou 24 h pour les gaz (CO, NO₂, SO₂), les PM_{2.5} et quelques métaux¹ (tableau 12);
- Exposition additionnelle potentiellement engendrée par les activités d'exploitation de la mine, correspondant aux concentrations maximales de gaz (CO, NO₂, SO₂), de PM_{2.5} et de 18 métaux (PM₁₀) estimées par modélisation sur 1 h, 8 h et/ou 24 h (tableau 13).

5.4.2 Exposition chronique

5.4.2.1 Exposition chronique par inhalation

L'exposition chronique par inhalation a pu être estimée pour les situations suivantes :

- Exposition réelle (totale) durant la période d'exploitation 2012-2015, correspondant aux concentrations moyennes (LSC95) mesurées à Malartic pour le NO₂ (tableau 3), les PM_{2.5} (tableau 3) et 9 métaux (PST) (tableau 4);
- Exposition bruit de fond, correspondant aux concentrations documentées sur une base annuelle pour les gaz (CO, NO₂, SO₂), les PM_{2.5} et 9 métaux² (tableau 12);
- Exposition additionnelle potentiellement engendrée par les activités d'exploitation de la mine, correspondant aux concentrations moyennes annuelles les plus élevées estimées par modélisation pour les gaz (CO, NO₂, SO₂), les PM_{2.5}, 18 métaux (PM₁₀) et la silice cristalline respirable (tableau 13).

1 Taille des particules généralement non précisée

2 Taille des particules généralement non précisée

5.4.2.2 Exposition chronique par plusieurs voies d'exposition

Pour les métaux, dont les effets peuvent être associés à l'exposition via plusieurs voies (inhalation, ingestion et contact cutané), l'exposition a également été estimée sous forme de doses (exprimées en mg/kg-pc par jour). Ce type d'exposition a été estimé pour l'évaluation des émissions qui pourraient être engendrées par la mine pendant toute la durée d'exploitation projetée (c.-à-d. à partir des concentrations modélisées). Les doses d'exposition ont été estimées comme suit :

- L'exposition bruit de fond par inhalation, ingestion et contact cutané a été estimée à partir des concentrations/doses bruit de fond documentées sur une base annuelle pour les métaux¹ (tableau 12 et annexe G).
- L'exposition additionnelle a été estimée à partir des concentrations annuelles de métaux sous forme de PST (ingestion et contact cutané) et sous forme de PM₁₀ (inhalation) modélisées dans l'air (tableau 13) et des concentrations additionnelles estimées dans les autres milieux (annexe I).

Les doses ainsi estimées pour tous les groupes d'âge sont présentées aux tableaux 16 pour l'exposition bruit de fond et au tableau 17 pour l'exposition additionnelle qui pourrait être engendrée par les activités minières. L'annexe J fournit le détail des doses bruit de fond et additionnelles par voie d'exposition. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Qu'il s'agisse de l'exposition bruit de fond, additionnelle ou totale, l'ingestion est la voie d'exposition prépondérante pour tous les métaux.
- Pour la plupart des métaux, les doses bruit de fond sont largement dominées par les apports alimentaires². Pour 3 métaux (Tl, Pb et Ni), l'ingestion de sol/poussières intérieures et/ou l'ingestion d'eau potable sont toutefois des voies significatives;
- Pour la majorité des métaux, la contribution de la mine à l'exposition totale par les voies orale et cutanée est négligeable (<1%) ou faible (1-10%), excepté pour le chrome (≤ 50%).

¹ La taille des particules n'étant généralement pas précisée, aucune distinction n'a pu être faite entre les métaux sous forme de particules inhalables (PM₁₀) ou sous forme de PST.

² Voir annexes G et J

TABLEAU 16
Doses (mg/kg-pc par jour) bruit de fond de métaux estimées pour une exposition chronique

Substances	Ingestion					Cutané					Inhalation				
	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans
Antimoine	2,4E-04	2,4E-04	1,1E-04	5,9E-05	6,5E-05	1,0E-06	8,6E-07	7,2E-07	5,4E-07	5,1E-07	2,6E-06	2,3E-06	1,9E-06	1,5E-06	1,1E-06
Argent	2,9E-03	2,2E-03	1,4E-03	7,7E-04	6,8E-04	7,4E-07	9,1E-07	7,6E-07	4,6E-07	4,4E-07	1,8E-06	1,7E-06	1,4E-06	1,1E-06	8,0E-07
Arsenic	2,4E-03	1,9E-03	1,2E-03	6,6E-04	5,8E-04	1,9E-06	1,1E-05	9,2E-06	3,3E-06	3,1E-06	7,3E-07	6,7E-07	5,6E-07	4,3E-07	3,2E-07
Baryum	1,9E-02	2,2E-02	1,6E-02	8,6E-03	6,5E-03	4,6E-06	1,1E-05	9,5E-06	4,2E-06	4,0E-06	9,1E-06	8,4E-06	6,9E-06	5,4E-06	4,0E-06
Béryllium	2,0E-05	1,5E-05	8,0E-06	4,6E-06	4,5E-06	1,3E-08	1,0E-07	8,7E-08	2,9E-08	2,7E-08	3,6E-09	3,3E-09	2,8E-09	2,2E-09	1,6E-09
Cadmium	2,8E-04	5,6E-04	4,8E-04	2,8E-04	2,0E-04	4,6E-08	4,9E-08	4,1E-08	2,7E-08	2,5E-08	1,1E-06	1,0E-06	8,3E-07	6,5E-07	4,8E-07
Chrome III	3,4E-04	1,1E-03	6,2E-04	3,9E-04	3,2E-04	2,0E-06	7,0E-06	5,9E-06	2,3E-06	2,2E-06	3,7E-06	3,3E-06	2,8E-06	2,2E-06	1,6E-06
Cobalt	7,3E-04	6,1E-04	4,2E-04	2,5E-04	1,8E-04	2,2E-07	1,3E-06	1,1E-06	3,9E-07	3,7E-07	4,5E-08	4,1E-08	3,4E-08	2,7E-08	2,0E-08
Cuivre	7,9E-02	6,0E-02	4,7E-02	2,9E-02	2,7E-02	1,6E-05	1,6E-05	1,3E-05	9,0E-06	8,5E-06	1,4E-07	1,3E-07	1,1E-07	8,5E-08	6,2E-08
Manganèse	8,5E-02	1,1E-01	8,6E-02	5,1E-02	5,8E-02	1,4E-05	4,4E-05	3,7E-05	1,5E-05	1,4E-05	7,3E-06	6,7E-06	5,6E-06	4,3E-06	3,2E-06
Mercure	1,3E-04	1,4E-04	1,0E-04	6,6E-05	6,2E-05	2,9E-09	2,7E-08	2,3E-08	7,5E-09	7,1E-09	1,2E-06	1,1E-06	9,0E-07	7,0E-07	5,3E-07
Nickel	2,6E-02	1,7E-02	1,1E-02	7,0E-03	6,4E-03	2,7E-06	1,8E-05	1,5E-05	5,2E-06	4,9E-06	1,5E-07	1,4E-07	1,2E-07	9,2E-08	6,8E-08
Plomb	7,5E-04	9,7E-04	3,6E-04	1,9E-04	2,7E-04	5,0E-06	2,2E-05	1,8E-05	6,9E-06	6,5E-06	9,1E-06	8,4E-06	6,9E-06	5,4E-06	4,0E-06
Sélénium	5,5E-03	6,6E-03	5,2E-03	3,1E-03	2,3E-03	1,4E-07	1,3E-06	1,1E-06	3,5E-07	3,3E-07	4,5E-08	4,1E-08	3,4E-08	2,7E-08	2,0E-08
Thallium	4,8E-04	7,1E-04	1,9E-04	7,6E-05	1,6E-04	7,2E-06	5,5E-06	4,6E-06	3,7E-06	3,5E-06	1,8E-05	1,7E-05	1,4E-05	1,1E-05	8,0E-06
Titane	4,2E-02	3,2E-02	2,0E-02	1,1E-02	1,0E-02	1,8E-07	1,8E-07	1,5E-07	1,0E-07	9,8E-08	1,5E-09	1,4E-09	1,2E-09	9,1E-10	6,7E-10
Vanadium	2,0E-03	1,6E-03	9,0E-04	5,1E-04	5,0E-04	2,3E-06	8,6E-06	7,2E-06	2,8E-06	2,7E-06	3,7E-06	3,3E-06	2,8E-06	2,2E-06	1,6E-06
Zinc	7,2E-01	5,3E-01	3,7E-01	2,3E-01	1,7E-01	2,5E-06	9,9E-06	8,3E-06	3,2E-06	3,0E-06	3,1E-07	2,8E-07	2,3E-07	1,8E-07	1,3E-07

TABLEAU 17
Doses (mg/kg-pc par jour) additionnelles de métaux estimées pour une exposition chronique

Substances	Ingestion					Cutané					Inhalation				
	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans	0-6 mois	0,5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	≥ 20 ans
Antimoine	2,7E-06	5,3E-06	1,4E-06	5,1E-07	4,2E-07	5,4E-08	4,0E-08	3,4E-08	2,8E-08	2,6E-08	4,0E-08	3,6E-08	3,0E-08	2,3E-08	1,7E-08
Argent	6,6E-07	1,3E-06	3,3E-07	1,2E-07	1,0E-07	1,3E-08	9,6E-09	8,0E-09	6,6E-09	6,2E-09	9,6E-09	8,8E-09	7,3E-09	5,7E-09	4,2E-09
Arsenic	2,6E-06	5,0E-06	1,3E-06	4,9E-07	4,0E-07	2,0E-07	1,5E-07	1,3E-07	1,0E-07	9,8E-08	3,8E-08	3,4E-08	2,9E-08	2,2E-08	1,7E-08
Baryum	2,6E-04	5,2E-04	1,4E-04	5,0E-05	4,1E-05	5,3E-06	4,0E-06	3,3E-06	2,7E-06	2,5E-06	3,9E-06	3,5E-06	2,9E-06	2,3E-06	1,7E-06
Béryllium	2,5E-07	4,9E-07	1,3E-07	4,7E-08	3,9E-08	4,9E-09	3,7E-09	3,1E-09	2,5E-09	2,4E-09	3,7E-09	3,4E-09	2,8E-09	2,2E-09	1,6E-09
Cadmium	2,4E-07	4,7E-07	1,2E-07	4,6E-08	3,8E-08	4,8E-10	3,6E-10	3,0E-10	2,5E-10	2,3E-10	3,6E-09	3,3E-09	2,7E-09	2,1E-09	1,6E-09
Chrome III	3,4E-04	6,6E-04	1,7E-04	6,4E-05	5,3E-05	6,7E-06	5,1E-06	4,2E-06	3,5E-06	3,2E-06	5,0E-06	4,6E-06	3,8E-06	2,9E-06	2,2E-06
Cobalt	2,9E-05	5,7E-05	1,5E-05	5,6E-06	4,5E-06	5,8E-07	4,4E-07	3,7E-07	3,0E-07	2,8E-07	4,3E-07	3,9E-07	3,2E-07	2,5E-07	1,9E-07
Cuivre	4,8E-05	9,4E-05	2,5E-05	9,1E-06	7,5E-06	9,5E-07	7,2E-07	6,0E-07	4,9E-07	4,6E-07	7,1E-07	6,5E-07	5,4E-07	4,2E-07	3,1E-07
Manganèse	4,4E-04	8,8E-04	2,3E-04	8,5E-05	6,9E-05	8,9E-06	6,7E-06	5,6E-06	4,6E-06	4,3E-06	6,6E-06	6,0E-06	5,0E-06	3,9E-06	2,9E-06
Mercure	2,0E-09	5,1E-09	3,3E-09	1,8E-09	1,5E-09	4,5E-13	3,4E-13	2,8E-13	2,3E-13	2,2E-13	3,4E-10	3,1E-10	2,5E-10	2,0E-10	1,5E-10
Nickel	1,7E-04	3,3E-04	8,7E-05	3,2E-05	2,6E-05	1,3E-05	1,0E-05	8,5E-06	6,9E-06	6,5E-06	2,5E-06	2,3E-06	1,9E-06	1,5E-06	1,1E-06
Plomb	1,6E-05	3,2E-05	8,5E-06	3,1E-06	2,6E-06	3,3E-07	2,5E-07	2,1E-07	1,7E-07	1,6E-07	2,4E-07	2,2E-07	1,8E-07	1,4E-07	1,1E-07
Sélénium	8,3E-07	1,6E-06	4,3E-07	1,6E-07	1,3E-07	1,6E-08	1,2E-08	1,0E-08	8,4E-09	7,9E-09	1,2E-08	1,1E-08	9,3E-09	7,2E-09	5,4E-09
Thallium	3,7E-07	7,3E-07	1,9E-07	7,1E-08	5,8E-08	7,4E-09	5,5E-09	4,6E-09	3,8E-09	3,6E-09	5,5E-09	5,0E-09	4,2E-09	3,2E-09	2,4E-09
Titane	1,6E-03	3,1E-03	8,1E-04	3,0E-04	2,5E-04	3,1E-05	2,4E-05	2,0E-05	1,6E-05	1,5E-05	2,3E-05	2,1E-05	1,8E-05	1,4E-05	1,0E-05
Vanadium	6,9E-05	1,4E-04	3,6E-05	1,3E-05	1,1E-05	1,4E-06	1,0E-06	8,7E-07	7,1E-07	6,7E-07	1,0E-06	9,4E-07	7,8E-07	6,1E-07	4,5E-07
Zinc	7,0E-05	1,4E-04	3,6E-05	1,3E-05	1,1E-05	1,4E-06	1,0E-06	8,7E-07	7,1E-07	6,6E-07	1,0E-06	9,3E-07	7,7E-07	6,0E-07	4,5E-07

Résultats correspondant au récepteur le plus exposé sur une base annuelle.

5.4.3 Exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie

Il est généralement considéré que le risque de cancer posé par une substance est proportionnel à la dose moyenne d'exposition à cette substance cumulée durant la vie. Pour évaluer le risque additionnel de cancer posé par les émissions d'un projet, il convient donc d'utiliser le niveau d'exposition moyen à vie, qui correspond à la dose additionnelle cumulée durant le projet évalué divisée par 70 ans (INSPQ, 2012b).

Les niveaux d'exposition moyens à vie ont été estimés de façon prudente, pour le récepteur le plus exposé :

- Les doses d'exposition ont été estimées selon la même approche que celle décrite pour l'exposition chronique¹, à partir des concentrations additionnelles moyennes annuelles les plus élevées² estimées dans les PM₁₀ et les PST (tableaux 14 et 15, respectivement);
- Afin de maximiser l'exposition estimée³, il a été supposé que l'individu récepteur était né au début de l'exploitation (2011).

Cette démarche est détaillée à l'annexe K.

L'exposition moyenne à vie du récepteur le plus exposé, présentée au tableau 18, n'a été calculée que pour les substances classées cancérogènes ou probablement cancérogènes pour l'humain pour lesquelles un coefficient de cancérogénicité (applicable à une dose) ou un risque unitaire (applicable à une concentration dans l'air) est disponible, c.-à-d. pour 5 métaux.

TABLEAU 18
Niveaux moyens d'exposition additionnelle à vie pour les métaux
cancérogènes ou probablement cancérogènes chez l'humain

Substance	Ingestion + Cutané (dose, en mg/kg-pc par jour)	Inhalation (concentration, en µg/m ³)
Arsenic	4,3E-07	1,6E-05
Béryllium	-	1,7E-06
Cadmium	-	1,4E-06
Nickel	-	9,6E-04
Plomb	2,6E-06	1,0E-04

- Substances pour lesquelles aucun coefficient de cancérogénicité par voie orale n'est disponible.
Résultats correspondant au récepteur le plus exposé à vie au cours de l'exploitation (2011-2028).

1 L'exposition additionnelle a été estimée à partir des concentrations annuelles de métaux sous forme de PM₁₀ (inhalation) et sous forme de PST (ingestion et contact cutané) modélisées dans l'air sur une base annuelle (tableaux 14 et 15, respectivement).

2 C'est-à-dire correspondant à la valeur la plus élevée obtenue parmi les 5 années météorologiques, pour le récepteur le plus exposé.

3 À concentration d'exposition égale, la dose d'exposition des enfants est plus élevée que celle des adultes car leurs taux d'exposition relatifs à leur poids corporel est plus élevé (par exemple, le taux d'inhalation d'un enfant de 0,5-4 ans (0,46 m³/kg-pc par jour) est environ 2 fois plus élevé que celui d'un adulte (0,22 m³/kg-pc par jour)). L'exposition cumulée sur 18 ans estimée pour un enfant (qui évolue de 0 à 18 ans) est donc plus élevée que celle estimée pour un adulte.

6. ESTIMATION ET ÉVALUATION DES RISQUES

L'estimation des risques (méthodologie et niveaux de risques estimés à partir des données de suivi 2012-2015 et des concentrations modélisées) est présentée à la section 6.1. L'analyse de l'incertitude et l'évaluation des risques sont présentées aux sections 6.2 et 6.3, respectivement.

6.1 Estimation des risques

6.1.1 Effets autres que le cancer

6.1.1.1 Calcul des indices de risque

Les niveaux de risques d'effets autres que le cancer sont représentés par des indices de risque (IR) qui sont calculés en divisant, pour chaque substance et chaque durée d'exposition¹, le niveau d'exposition estimé (concentrations dans l'air ou doses d'exposition) par la VTR correspondante (tableaux 7 et 8). Les VTR étant définies comme des concentrations ou des doses n'entraînant pas d'effet néfaste sur la santé advenant une exposition de la durée indiquée, un indice de risque inférieur ou égal à l'unité ($IR \leq 1$) permet de qualifier le risque de négligeable². Toutefois, **un indice de risque supérieur à l'unité ($IR > 1$) ne signifie pas nécessairement qu'il y a un risque réel** pour la santé des individus exposés car les VTR sont généralement assorties d'une certaine marge de sécurité (pouvant atteindre plusieurs ordres de grandeur) et, par mesure de précaution, les niveaux d'exposition sont volontairement surestimés.

Pour chaque substance et chaque durée d'exposition, trois catégories d'indices de risque ont été estimés (dans la mesure où l'information requise était disponible) :

- L'indice de risque bruit de fond (IR_{BF}), calculé à partir de la concentration bruit de fond dans l'air ou de la dose bruit de fond. Ces IR sont indépendants des activités de la mine.
- L'indice de risque additionnel (IR_{Add}), calculé à partir de la concentration additionnelle dans l'air (ou de la dose additionnelle) estimée par modélisation. Ces IR découlent des activités de la mine;
- L'indice de risque total (IR_{Tot}), qui peut être obtenu comme suit:
 - IR total dit « mesuré » (IR_{Tot} mesuré), calculé à partir de la concentration mesurée dans l'air à Malartic en 2012-2015;
 - IR total dit « modélisé » (IR_{Tot} modélisé), correspondant à la somme de l'IR bruit de fond et de l'IR additionnel.

Les résultats sont présentés aux sections suivantes pour les effets engendrés par une exposition aiguë et chronique. Dans les tableaux, les indices de risque basés sur une VTR provisoire sont indiqués entre parenthèses et les indices de risque supérieurs à l'unité ($IR > 1$) sont indiqués en caractères gras.

1 Aiguë ou chronique.

2 C'est-à-dire absence de risque à toute fin pratique, mais le risque étant une probabilité, il n'est pas possible de conclure à l'absence de risque (risque nul).

6.1.1.2 Niveaux de risque estimés – Exposition aiguë

Les risques à la santé qui pourraient être engendrés par inhalation lors de pics de concentrations dans l'air ont été estimés à partir des concentrations maximales mesurées dans l'air à Malartic (station Sud) en 2012-2015 ou estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de la mine.

Les indices de risque estimés (sur 1 h, 8 h et/ou 24 h) sont présentés au tableau 19, selon la disponibilité des données. Les résultats peuvent être résumés comme suit :

- Les IR_{Tot} modélisés sont inférieurs à l'unité pour le CO (sur 1 h et 8 h);
- Pour le NO_2 (sur 1 h), l' IR_{Tot} mesuré est inférieur à l'unité, alors que les indices de risque basés sur les concentrations modélisées (IR_{Add} et IR_{Tot}) sont supérieurs à l'unité;
- Pour le SO_2 , l' IR_{Tot} modélisé sur 1 h est inférieur à l'unité. Sur 24 h, l' IR_{BF} (et par conséquent, l' IR_{Tot} modélisé) est supérieur à l'unité;
- Pour les $PM_{2.5}$ (sur 24 h), tous les indices de risque (mesurés et modélisés) sont supérieurs à l'unité;
- Pour les métaux, les IR_{Tot} sont inférieurs à l'unité, excepté pour le Ni (sur 1 h et 8 h), dont les indices de risque basés sur les concentrations modélisées (IR_{Add} et IR_{Tot}) sont supérieurs à l'unité;

Ces résultats indiquent que le risque d'effets sur la santé à court terme posés par le CO et la plupart des métaux qui pourraient être émis par la mine est négligeable. Les résultats du NO_2 , du SO_2 , des $PM_{2.5}$ et du Ni sont discutés plus en détails à la section 6.3 (Évaluation des risques).

TABLEAU 19
Indices de risque pour une exposition aiguë par inhalation

Substance	Exposition maximale sur 1 h				Exposition maximale sur 8 h			Exposition maximale sur 24 h			
	Mesurée	Modélisée			Modélisée			Mesurée	Modélisée		
	IR _{Tot} ^a	IR _{BF} ^b	IR _{Add} ^c	IR _{Tot} ^d	IR _{BF} ^b	IR _{Add} ^c	IR _{Tot} ^d	IR _{Tot} ^a	IR _{BF} ^b	IR _{Add} ^c	IR _{Tot} ^d
CO			0,3	0,3	0,2	0,1	0,3				
NO₂	0,65	0,20	2,6	2,8							
SO₂		0,12	0,034	0,15					1,9	0,05	1,9
PM_{2,5}								2,3	1,0	3,8	4,8
Antimoine						(<0,01)	(<0,01)				
Argent						(<0,01)	(<0,01)				
Arsenic			0,02 ^a	0,02 ^a							
Baryum						(0,03)	(0,03)				
Béryllium								(0,021)		(<0,01)	(<0,01)
Cadmium								0,01		0,01	0,01
Chrome III						(0,04)	(0,04)				
Cobalt						(0,09)	(0,09)				
Cuivre			<0,01	<0,01							
Manganèse						0,6	0,6				
Mercure			<0,01	<0,01		<0,01	<0,01				
Nickel			1,3	1,3		1,8	1,8				
Plomb						(0,018)	(0,018)				
Sélénium										<0,01	<0,01
Thallium						(<0,01)	(<0,01)				
Titane						(0,01)	(0,01)				
Vanadium			<0,01	<0,01				0,038		0,03	0,03
Zinc			(<0,01)	(<0,01)							

a Indice de risque total mesuré = concentration maximale mesurée à Malartic (station Sud) en 2012-2015 (tableau 3 ou 4) / a. VTR_{inh} correspondant à la même durée d'exposition (tableau 7)

b Indice de risque bruit de fond = concentration BF correspondant à la durée d'exposition (tableau 12) / a. VTR_{inh} correspondant à la même durée d'exposition (tableau 7).

c Indice de risque additionnel = concentration additionnelle maximale estimée sur la durée d'exposition (tableau 13) / a. VTR_{inh} correspondant à la même durée d'exposition (tableau 7).

d Indice de risque total modélisé = IR_{BF} + IR_{Add}

() Les parenthèses indiquent les IR basés sur une VTR provisoire.

Gras Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des IR sont supérieurs à l'unité.

6.1.1.3 Niveaux de risque estimés – Exposition chronique

Les risques à la santé qui pourraient être engendrés par une exposition chronique (1 année ou plus) ont été estimés pour l'inhalation ainsi que pour la combinaison de plusieurs voies d'exposition (ingestion, contact cutané, inhalation)¹. L'exposition chronique a été estimée à partir de la plus élevée des concentrations moyennes sur une base annuelle.

➤ Inhalation

Les indices de risque ont été estimés à partir des concentrations mesurées à Malartic (2012-2015) et à partir des concentrations modélisées. Les résultats, présentés au tableau 20, peuvent être résumés comme suit :

- Tous les IR_{Tot} sont inférieurs à l'unité pour le SO_2 , les métaux et la silice cristalline respirable;
- Pour le NO_2 , l' IR_{Tot} mesuré est inférieur à l'unité. Les indices de risque modélisés (IR_{Add} et IR_{Tot}) sont quant à eux supérieurs à l'unité;
- Pour les $PM_{2.5}$, l' IR_{Tot} mesuré est inférieur à l'unité. L' IR_{Tot} modélisé est quant à lui supérieur à l'unité.

Ces résultats indiquent que le risque d'effets à long terme autres que le cancer posé par inhalation de SO_2 , de métaux et de silice qui pourraient être émis par la mine est négligeable. Les résultats pour le NO_2 et les $PM_{2.5}$ sont discutés plus en détails à la section 6.3 (Évaluation des risques).

1 Métaux seulement

TABLEAU 20
Indices de risque pour une exposition chronique par inhalation

Substance	Exposition mesurée ^a	Exposition modélisée		
	IR _{Tot} ^a	IR _{BF} ^b	IR _{Add} ^c	IR _{Tot} ^d
NO₂	0,26	0,25	1,85	2,1
SO ₂		0,26	0,01	0,3
PM_{2.5}	0,66	0,7	0,9	1,6
Antimoine				
Argent		(0,01)	(<0,001)	(0,01)
Arsenic	0,052	0,13	0,01	0,14
Baryum		0,03	0,01	0,04
Béryllium	0,001	0,001	0,0005	0,0015
Cadmium	0,011	0,3	0,001	0,30
Chrome III	(0,021)	(0,03)	(0,03)	(0,05)
Cobalt		0,002	0,012	0,014
Cuivre				
Manganèse		0,4	0,4	0,8
Mercur		0,07	<0,001	0,07
Nickel	0,47	0,04	0,34	0,38
Plomb	0,007	0,05	0,0013	0,05
Sélénium		<0,001	<0,001	<0,001
Thallium				
Titane				
Vanadium	0,036	0,1	0,03	0,13
Zinc				
Silice cristalline respirable		0,01	0,18	0,19

a Indice de risque total mesuré = concentration moyenne (LSC95) mesurée à Malartic (station Sud) en 2012-2015 (tableau 3 ou 4) / c. VTR_{inh} (tableau 8)

b Indice de risque bruit de fond = concentration BF annuelle (tableau 12) / c. VTR_{inh} (tableau 8).

c Indice de risque additionnel = concentration additionnelle annuelle (tableau 13; pour les métaux, concentrations sous forme de PM₁₀) / c. VTR_{inh} (tableau 8).

d Indice de risque total modélisé = IR_{BF} + IR_{Add}

() Les parenthèses indiquent les IR basés sur une VTR provisoire.

Gras Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des IR sont supérieurs à l'unité.

➤ Voies d'exposition combinées

Les risques à la santé qui pourraient être engendrés par la combinaison de plusieurs voies d'exposition ont été estimés à partir des concentrations de métaux modélisées. Les indices de risque totaux (et la contribution de l'exposition additionnelle) sont présentés au tableau 21. Les résultats détaillés (IR_{BF} , IR_{Add} et IR_{Tot}) sont fournis à l'annexe L. L'ensemble de ces résultats peut être résumé comme suit :

- Pour les 18 métaux évalués, tous les indices de risque modélisés découlant des activités de la mine (IR_{Add}) sont inférieurs à l'unité, à l'exception de l'arsenic pour lequel l' IR_{Add} d'un des groupes d'âge est de 1,5 (annexe L);
- Pour 10 métaux (Ag, Ba, Be, Cr, Co, Cu, Mn, Hg, Pb, Ti), les indices de risque totaux modélisés sont inférieurs à l'unité (tableau 21);
- Pour les 8 autres métaux (Sb, As, Cd, Ni, Se, Tl, V, Zn), certains¹ indices de risque totaux sont supérieurs à l'unité (tableau 21).

Ces résultats sont discutés plus en détails à la section 6.3 (Évaluation des risques).

¹ Selon le groupe d'âge

TABLEAU 21
Indices de risque pour l'exposition chronique aux métaux par plusieurs voies

Substances	Voies d'exposition ^a	0-6 mois		0,5-4 ans		5-11 ans		12-19 ans		20 ans et +	
		IR _{Tot} ^b	Contribution de la mine	IR _{Tot} ^b	Contribution de la mine	IR _{Tot} ^b	Contribution de la mine .	IR _{Tot} ^b	Contribution de la mine	IR _{Tot} ^b	Contribution de la mine
Antimoine	Ingestion + contact cutané + inhalation	1,2	1,1%	1,2	2,2%	0,6	1,3%	0,3	<1,0%	0,3	<1,0%
Argent	Ingestion + contact cutané	0,6	<1,0%	0,4	<1,0%	0,3	<1,0%	0,2	<1,0%	0,1	<1,0%
Arsenic	Ingestion + contact cutané + inhalation	696	<1,0%	543	<1,0%	333	<1,0%	188	<1,0%	165	<1,0%
Baryum	Ingestion + contact cutané	0,1	1,4%	0,1	2,3%	0,1	<1,0%	0,04	<1,0%	0,03	<1,0%
Béryllium	Ingestion + contact cutané	<0,01	1,3%	<0,01	3,2%	<0,01	1,6%	<0,01	1,1%	<0,01	<1,0%
Cadmium	Ingestion + contact cutané	2,8	<1,0%	5,6	<1,0%	4,8	<1,0%	2,8	<1,0%	2,0	<1,0%
Chrome III	Ingestion + contact cutané	<0,01	50%	<0,01	38%	<0,01	22%	<0,01	15%	<0,01	16%
Cobalt	Ingestion + contact cutané	(0,04)	4,0%	(0,03)	8,6%	(0,02)	3,5%	(0,01)	2,3%	(<0,01)	2,6%
Cuivre	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,9	<1,0%	0,7	<1,0%	0,4	<1,0%	0,2	<1,0%	0,2	<1,0%
Manganèse	Ingestion + contact cutané	0,6	<1,0%	0,8	<1,0%	0,7	<1,0%	0,4	<1,0%	0,4	<1,0%
Mercure	Ingestion + contact cutané	0,4	<1,0%	0,5	<1,0%	0,3	<1,0%	0,2	<1,0%	0,2	<1,0%
Nickel	Ingestion + contact cutané	2,4	<1,0%	1,6	1,9%	1,1	<1,0%	0,6	<1,0%	0,6	<1,0%
Plomb	Ingestion + contact cutané	0,2	2,2%	0,3	3,2%	0,1	2,2%	0,1	1,7%	0,1	1,5%
Sélénium	Ingestion + contact cutané + inhalation	1,1	<1,0%	1,3	<1,0%	1,0	<1,0%	0,6	<1,0%	0,5	<1,0%
Thallium	Ingestion + contact cutané + inhalation	(50)	<1,0%	(74)	<1,0%	(21)	<1,0%	(9,0)	<1,0%	(8,0)	<1,0%
Titane	Ingestion + contact cutané + inhalation	0,01	3,9%	0,01	9,0%	<0,01	4,1%	<0,01	2,8%	<0,01	2,7%
Vanadium	Ingestion + contact cutané	(2,1)	3,4%	(1,8)	7,9%	(0,9)	3,9%	(0,5)	2,6%	(0,5)	2,4%
Zinc	Ingestion + contact cutané + inhalation	1,5	<1,0%	1,1	<1,0%	0,8	<1,0%	0,4	<1,0%	0,3	<1,0%

- a Voies d'exposition qui ont été combinées pour estimer les indices de risque.
- b Les IR_{Tot} ont été calculés à partir des doses totales d'exposition. Pour la plupart des métaux, notamment pour l'arsenic, les doses totales découlent principalement de l'exposition bruit de fond, et plus spécifiquement de l'apport alimentaire documenté pour la population Canadienne en général.
- Contr. Contribution des activités de la mine, exprimée en pourcentage = $100 \times \text{dose additionnelle (tableau 17)} / (\text{dose bruit de fond (tableau 16)} + \text{dose additionnelle (tableau 17)})$
- IR_{Tot} Indice de risque total = $[\text{dose bruit de fond (tableau 16)} + \text{dose additionnelle (tableau 17)}] / \text{c. VTR}_{ing}$ (tableau 8).
- () Les parenthèses indiquent les valeurs basées sur une VTR provisoire.
- Gras** Les caractères gras indiquent les substances pour lesquelles des IR_{Tot} sont supérieurs à l'unité.

6.1.2 Risque additionnel de cancer estimé sur la durée de vie

Les lignes directrices de l'INSPQ préconisent que le risque de cancer posé par les émissions d'un projet soit évalué à partir des émissions découlant du projet (risque additionnel). Le niveau de risque additionnel de cancer jugé négligeable par l'INSPQ (2012a) correspond à un cas additionnel de cancer par million d'individus (1×10^{-6} ou 1,0E-06), qui seraient exposés, toute leur vie durant, dans les conditions d'exposition décrites. Exprimé en pourcentage, c'est un risque additionnel de 0,0001%.

Conformément aux lignes directrices, le risque additionnel de cancer a été estimé à partir des concentrations additionnelles modélisées, et en sélectionnant les concentrations correspondant au récepteur le plus exposé durant toute la durée projetée d'exploitation de la mine (2011-2028) (voir section 5.4.3). Le risque a pu être estimé pour toutes les substances considérées cancérigènes et pour lesquelles des VTR pour le cancer étaient disponibles, c.-à-d. pour 5 métaux (voir tableau 9). Le niveau de risque global estimé tient compte de l'exposition par inhalation, ingestion et contact cutané. Les résultats, présentés au tableau 22, peuvent être résumés comme suit :

- Le niveau global de risque additionnel de cancer ainsi obtenu est très faible, soit moins de 2 cas sur 1 million ($1,9 \times 10^{-6}$ ou 0,00019%);
- Ce risque additionnel de cancer maximal estimé est toutefois supérieur au niveau de risque jugé négligeable par l'INSPQ.

TABLEAU 22

Risque additionnel de cancer estimé à partir des concentrations de métaux modélisées pour la durée totale projetée (2011-2028) d'exploitation de la mine

Substance	Ingestion et contact cutané ^{a,b}	Inhalation ^{a,c}
Arsenic inorganique	5,6E-07	7,0E-08
Béryllium	-	4,1E-09
Cadmium	-	5,8E-09
Nickel	-	1,3E-06
Plomb	2,2E-08	1,2E-09
Risque maximal selon la voie d'exposition	5,8E-07	1,3E-06
Risque global maximal	1,9E-06	

a Risque estimé pour le récepteur le plus exposé

b Risque = dose moyenne à vie (tableau 18) x coefficient de cancérigénicité (tableau 9).

c Risque = concentration moyenne à vie (tableau 18) x risque unitaire (tableau 9).

- Risque non estimé (coefficient de cancérigénicité par voie orale non disponible).

6.2 Analyse de l'incertitude

Les niveaux de risques présentés ont été obtenus en comparant des niveaux d'exposition estimés à partir de concentrations mesurées ou modélisées avec des niveaux d'exposition sécuritaires définis de façon volontairement prudente, ce qui implique plusieurs sources d'incertitude. Les principales sources d'incertitude identifiées à chacune des trois premières étapes de la démarche d'évaluation du risque sont discutées dans les sous-sections suivantes.

6.2.1 Identification du danger

Toutes les substances gazeuses (CO, NO₂ et SO₂) ou particulaires (PM_{2.5}, métaux associés aux PM₁₀ et aux PST) pour lesquelles des résultats de modélisation de la dispersion atmosphérique étaient disponibles ont été considérées dans la présente étude. La silice cristalline associée aux particules respirables a également été considérée.

6.2.2 Caractérisation toxicologique

Une caractérisation toxicologique exhaustive a été effectuée afin d'identifier les effets possibles de ces substances sur la santé ainsi que les VTR disponibles pour chacune d'elles, chaque durée d'exposition (aiguë, chronique et cumulée) et chaque voie d'exposition (inhalation, ingestion et contact cutané).

Comme indiqué précédemment (section 4.2), les VTR correspondent à des niveaux d'exposition jugés sécuritaires. Elles sont généralement basées sur un niveau d'exposition critique¹ souvent beaucoup plus élevé que le niveau d'exposition environnemental qui doit être évalué, divisé par un facteur global de sécurité. Le facteur global de sécurité est composé de facteurs multiplicatifs sélectionnés en fonction des données toxicologiques disponibles² et de la durée d'exposition désirée pour la VTR³ qui permettent de pallier le manque éventuel d'information⁴ et de tenir compte de la présence d'individus sensibles au sein de la population générale.

Les VTR étant définies comme des niveaux d'exposition jugés sécuritaires, c'est-à-dire auxquels un individu peut être exposé de façon répétée durant la période indiquée (ex. : pour une VTR chronique, exposition quotidienne durant toute la vie), le respect d'une VTR peut être interprété comme une absence de risque. Toutefois, l'interprétation d'un dépassement de VTR (IR > 1) nécessite une analyse plus approfondie qui tient compte à la fois de l'incertitude associée à la VTR et de l'incertitude associée au niveau d'exposition estimé.

1 Caractérisé à partir de données toxicologiques obtenues en laboratoire (chez l'animal ou chez des humains volontaires), en milieu de travail ou dans une population particulièrement exposée à une substance donnée.

2 Espèce(s) testée(s), durée de l'exposition, voie d'exposition, information disponible concernant la relation dose-réponse (NOAEL, LOAEL, BMDL), nature des effets étudiés, etc.

3 Par exemple, dérivation d'une VTR chronique à partir d'une étude de durée sous-chronique

4 Par exemple, information limitée pour une catégorie d'effets donnée et/ou une durée d'exposition donnée (ex. : chronique), différences entre espèces, etc.

Des VTR recommandées par des agences de santé reconnues par l'INSPQ ont été identifiées pour la plupart des substances, notamment pour l'estimation du risque suite à une exposition chronique. Des VTR correspondant à des durées d'exposition plus courtes (1 h, 8 h, 24 h) ont également été identifiées pour quelques substances. Pour estimer le risque additionnel de cancer, des VTR étaient disponibles pour les 5 métaux¹ classés comme cancérigènes ou probablement cancérigènes chez l'humain mais aucune valeur n'était disponible pour les particules, la silice cristalline respirable et les métaux² classés comme possiblement cancérigènes chez l'humain. Ces substances ont tout de même été évaluées pour les risques d'effets chroniques autres que le cancer, et le risque de cancer posé par les particules a été évalué indirectement à partir des 5 métaux cancérigènes ou probablement cancérigènes qu'elles contiennent. Pour la silice, le développement de tumeurs pulmonaires serait consécutif à la survenue d'autres effets (ex. : silicose), ce qui suggère l'existence d'un seuil d'exposition pour le développement du cancer du poumon induit par la silice cristalline (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Si l'exposition n'induit pas de silicose, elle ne devrait donc pas induire de cancer non plus.

Afin de pallier l'absence de VTR pour certaines combinaisons de substances et durées d'exposition, des VTR provisoires ont été dérivées de façon prudente, en appliquant des facteurs de sécurité. Sur cette base, il est attendu que le respect de ces VTR provisoires assure de l'absence de risque significatif. En cas de dépassement, il est souhaitable d'évaluer les risques en comparant les niveaux d'exposition avec le niveau d'effet critique (ex. : NOAEL, LOAEL, BMDL) utilisé pour dériver la VTR provisoire (ce qui correspond à une estimation de la marge d'exposition).

Toutes les substances ont donc été évaluées pour une exposition à court et/ou long terme, que ce soit à partir d'une VTR reconnue par l'INSPQ ou provisoire. Des discussions relatives à certaines VTR sont présentées à l'étape de l'évaluation du risque (section 6.3).

Conformément aux lignes directrices de l'INSPQ, le risque de silicose a été évalué à partir d'une VTR recommandée par une institution reconnue. La seule VTR disponible ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), applicable à une concentration annuelle, est celle fournie par Cal/EPA. L'analyse de l'information toxicologique indique toutefois que le risque de silicose dépend de l'exposition cumulée. Dans le cas d'une situation où des émissions de silice cristalline respirable pourraient avoir lieu sur une période prolongée, il importe par mesure de prudence de tenir compte de l'exposition cumulée lors de l'évaluation du risque. Pour ce faire, la VTR devrait refléter l'exposition cumulée, c.-à-d. tenir compte de la concentration et de la durée de l'exposition (VTR exprimée en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$). À notre connaissance, aucune institution de santé n'a proposé une telle VTR. Un estimateur de risque *ad hoc* a donc été élaboré pour les fins de la présente étude. Le terme « estimateur de risque » a été retenu car, contrairement à une VTR, il n'intègre aucun facteur d'incertitude. L'estimateur de risque *ad hoc* élaboré ($40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) est basé sur des données qui ont été obtenues chez des travailleurs exposés à des niveaux de silice dans l'air relativement faibles et qui tiennent compte du temps de latence pour le développement de la maladie (voir Annexe E). Cet estimateur de risque correspond au plus faible niveau d'exposition cumulée qui a pu être associé à une augmentation de l'incidence de silicose, soit un risque de 1% (1 cas sur 100 individus exposés à un niveau cumulé de $40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ au cours de leur vie). Pour une exposition cumulée sur 13 ans ou plus, la valeur de cet estimateur de *risque ad hoc* est plus prudente³ que la VTR proposée par

1 Arsenic, béryllium, cadmium, nickel et plomb

2 Cobalt, mercure (inorganique), (dioxyde de) titane, (pentaoxyde de) vanadium

3 L'exposition à une concentration moyenne égale à la VTR ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) durant 13 années conduit à une exposition cumulée de $39 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 13 \text{ ans}$).

Cal/EPA. L'évaluation du risque de silicose à partir de cet estimateur de risque *ad hoc* est présentée à la section 6.3.4

6.2.3 Caractérisation de l'exposition

6.2.3.1 Approche utilisée

L'exposition des récepteurs a été estimée selon une approche déterministe et en suivant les recommandations émises dans les lignes directrices en vigueur au Québec (INSPQ, 2012a). Ainsi, le scénario d'exposition (résidentiel), les valeurs attribuées aux paramètres d'exposition ainsi que l'approche utilisée sont volontairement prudents et visent à surestimer l'exposition afin de détecter tout risque potentiel. Par exemple, il est considéré que l'individu récepteur est présent au même endroit (ex. : sa résidence) 24 heures sur 24, de sa naissance jusqu'à la fin du projet (soit durant 18 ans), et qu'il consomme chaque jour, été comme hiver, une quantité non négligeable (10%) de fruits/légumes provenant de son terrain.

6.2.3.2 Concentrations dans l'air ambiant mesurées à Malartic

Les données de suivi de la qualité de l'air acquises en été 2007 et en 2012-2015 à Malartic ont été obtenues selon un programme et une méthodologie approuvés par le MDDELCC. Le lecteur est invité à consulter la section 3.5 pour ce qui concerne leurs limites d'interprétation. Du fait de la fréquence d'échantillonnage élevée et des méthodologies d'analyse éprouvées, ces données sont très fiables pour la plupart des paramètres suivis (excepté la silice).

Les concentrations mesurées dans l'air à Malartic sont particulièrement intéressantes car elles découlent de toutes les sources d'émissions, ce qui inclut les activités d'exploitation de la mine (concentrations additionnelles) et les autres sources (concentrations bruit de fond), soit les autres sources industrielles, les sources résidentielles (ex. : cheminées) et le transport (échappement, poussières de la route). De plus, la station Sud se situe dans le secteur de la ville qui est le plus proche des activités d'exploitation actuelle et où les récepteurs sont, a priori, les plus exposés aux émissions engendrées par la mine.

Ces données de suivi permettent donc de mettre en perspective les concentrations d'exposition qui ont été estimées par modélisation (scénario de modélisation pour la Phase 1 reposant sur les activités minières qui ont eu lieu en 2013, voir section 6.2.3.4). De plus, une étude comparative approfondie des données obtenues par modélisation et suivi de la qualité de l'air a été réalisée par WSP pour l'année 2013 (WSP, 2014). Cette étude a mis en évidence que les modélisations surestimaient de façon importante et systématique les données réelles (davantage de détails sont fournis à la section 6.2.3.4). Cet aspect a été pris en compte dans l'évaluation des risques.

6.2.3.3 Concentrations bruit de fond dans l'air

Les concentrations bruit de fond dans l'air retenues (tableau 12) proviennent de différentes sources (voir annexe G). La plupart de ces valeurs sont celles indiquées par le MDDELCC dans le cadre de l'étude d'impact pour le projet d'Extension (WSP, 2015b). Les valeurs du MDDELCC ont été retenues par souci de cohérence avec l'étude de modélisation de la dispersion atmosphérique et parce que peu de données locales représentatives de la qualité de l'air avant le début de l'exploitation étaient disponibles (voir section 3.4).

Les concentrations utilisées pour estimer les risques associés à l'exposition bruit de fond correspondent généralement à des valeurs prudentes (qui surestiment les concentrations bruit de fond réelles) :

- Par exemple, compte tenu des concentrations observées à Malartic avant le début de l'exploitation et durant l'exploitation, les concentrations bruit de fond retenues pour une exposition aiguë au NO₂ (40 µg/m³ sur 1 h) et aux PM_{2.5} (15 µg/m³ sur 24 h) sont vraisemblablement représentatives de pics d'exposition à faible occurrence¹. Par ailleurs, pour l'exposition chronique, la concentration retenue pour le NO₂ (10 µg/m³ sur une base annuelle) est vraisemblablement surestimée puisqu'elle est plus élevée que les concentrations mesurées en 2007 et durant l'exploitation à la station la moins influencée par les activités de la mine (station Nord).
- Pour les métaux, la plupart des concentrations bruit de fond retenues correspondent aux valeurs génériques indiquées dans les documents réglementaires du MDDELCC. Ces valeurs génériques visent à représenter le niveau ambiant dans des secteurs industriels et, dans la majorité des cas², elles correspondent à des métaux associés à des PST³. L'utilisation de ces valeurs pour estimer l'exposition bruit de fond par inhalation conduit vraisemblablement à une surestimation de l'exposition réelle à Malartic.

L'utilisation de valeurs prudentes permet de s'assurer que tout risque potentiel associé à l'exposition totale (bruit de fond + additionnelle) soit détecté. Lorsque l'exposition bruit de fond par inhalation représente une contribution importante de l'indice de risque total, et que l'indice de risque total est supérieur à l'unité, il conviendra donc de tenir compte l'incertitude associée aux concentrations bruit de fond retenues.

6.2.3.4 Concentrations additionnelles dans l'air

Les principales sources d'incertitude associées aux concentrations additionnelles dans l'air ambiant ont été identifiées et discutées dans les rapports de modélisation de la dispersion atmosphérique réalisés par WSP dans le cadre de l'étude d'impact du projet d'Extension (WSP, 2014; WSP, 2015b; WSP, 2015d)⁴.

Les concentrations additionnelles dans l'air ambiant (fournies par WSP) ont été estimées par modélisation de la dispersion atmosphérique des émissions de la mine selon l'approche requise par le MDDELCC pour évaluer le respect du RAA⁵. L'objectif de cette modélisation étant d'estimer les concentrations potentielles maximales qui pourraient être engendrées par les activités d'exploitation de la mine, la méthodologie utilisée conduit volontairement à une surestimation des concentrations modélisées dans l'air. Quelques aspects de cette méthodologie sont discutés ci-après.

1 Les valeurs retenues sont comparables aux concentrations maximales estimées en 2007 (tableau 3). Durant les 4 dernières années d'exploitation (2012-2015), des concentrations de NO₂ sur 1 h supérieures à 40 µg/m³ ont été observées moins de 3,4% du temps (station Sud) et moins de 0,9% du temps (station Nord), et des concentrations de PM_{2.5} sur 24 h supérieures à 15 µg/m³ ont été observées moins de 3,2% du temps (station Sud) et moins de 5,8% du temps (station Nord).

2 À l'exception du manganèse (annuel) et du nickel (sur 24 h), pour lesquels les concentrations initiales indiquées par le MDDELCC correspondent à des PM₁₀.

3 La fraction la plus grossière des PST (c.-à-d. les particules plus grosses que les PM₁₀) sont arrêtées à l'entrée du tractus respiratoire et ne sont pas pertinentes pour estimer le risque par inhalation.

4 Voir notamment la section 7 de WSP (2015b). Modélisation de la dispersion atmosphérique - Révision 1, Extension Canadian Malartic. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. 64 pages et annexes. Septembre 2015.

5 Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

- Des « scénarios pire cas »¹ ont été utilisés pour estimer les émissions atmosphériques de la mine.
 - Le scénario 1 représente les activités d'exploitation qui ont réellement eu lieu en 2013. L'année 2013 (choisie lorsque les modélisations ont été initiées) représentait alors la situation actuelle et correspondait à l'année complète la plus récente pour laquelle les données d'exploitation étaient disponibles. Étant donné que les travaux de construction avaient été finalisés en 2012, l'année 2013 est représentative des conditions normales d'exploitation. Le tonnage extrait en 2013 (60,5 Mt) était plus élevé que celui extrait les années précédentes.
 - Les scénarios 2 et 3 sont basés sur les activités projetées² pour les phases d'exploitation subséquentes :
 - Le scénario 2 est basé sur le plan minier prévu pour 2016. Il repose sur un tonnage (78,7 Mt en 2016) qui est plus élevé que celui prévu pour l'année 2015 (75,0 Mt).
 - Le scénario 3 est basé sur le plan minier prévu pour 2017. Il repose sur un tonnage (88,0 Mt en 2017) plus élevé que ceux (compris entre 19,0 et 80,0 Mt) prévus pour les années 2018-2028.
 - Pour les fins de la présente étude, il était nécessaire que des concentrations soient attribuées à chacune des années d'exploitation pour que les risques associés aux émissions qui pourraient être engendrées par l'exploitation de la mine de 2011 à 2028 puissent être évalués. Les concentrations estimées selon les scénarios 1, 2 et 3 ont été attribuées, respectivement, aux années 2011 à 2013 (Phase 1), 2014 à 2016 (Phase 2) et 2017 à 2028 (Phase 3). Ceci constitue vraisemblablement une approche prudente puisque i) les émissions sont étroitement reliées au tonnage extrait et ii) les données d'exploitation maintenant disponibles indiquent que les tonnages prévus utilisés pour les modélisations étaient plus élevés que les tonnages qui ont réellement été extraits (soit 35,2 Mt en 2011, 50,7 Mt en 2012, 67,5 Mt en 2014 et 65,6 Mt en 2015)³.
- Divers paramètres ayant une influence sur les émissions (ex. : arrêts de certaines opérations à titre d'action préventive) et sur la dispersion atmosphérique (ex. : sol gelé et/ou couvert de neige en hiver, retombée des particules, remise en suspension des particules lors de vents forts) n'ont pas été considérés dans les scénarios, ce qui a pour effet de biaiser les concentrations estimées dans l'air, notamment pour les particules et les substances qui y sont associées (métaux, silice). L'impact que peuvent avoir certains de ces biais méthodologiques sur les concentrations modélisées a été quantifié dans 2 études (WSP, 2014, WSP, 2015d) :
 - Les résultats indiquent que si le dépôt des particules était considéré, les concentrations maximales de PST dans l'air (sur 24 h) seraient réduites par 2 à 4 fois, selon le scénario (WSP, 2015d). Par extension, la surestimation des concentrations de PST implique une surestimation des concentrations maximales et moyennes modélisées pour les métaux;
 - Afin d'évaluer de façon plus globale l'impact du dépôt et de la remise en suspension des particules, les concentrations modélisées dans l'air pour l'année 2013 (scénario 1) ont été comparées avec les concentrations mesurées à Malartic durant la même période, aux mêmes endroits (stations Sud et Nord) (WSP, 2014). Pour que la comparaison soit valide, la modélisation de la dispersion atmosphérique a été effectuée en utilisant les données

1 Correspondant aux « scénarios de base » définis par WSP (2015b).

2 Les données d'exploitation pour l'année 2015 n'étaient pas encore disponibles lorsque l'étude a été initiée par WSP.

3 Quantité totale réellement extraite (communication personnelle de M. Guy Gagnon, CMGP, 16 mai 2016).

météorologiques mesurées¹ à la mine durant cette période. Ces données indiquent notamment que la force des vents est généralement faible (< 4 m/s 83% du temps). Les résultats indiquent que :

- Pour le NO₂, les concentrations modélisées aux 2 stations sont toujours plus élevées que les concentrations mesurées, avec une surestimation davantage marquée par vent faible. Puisque les vents faibles sont les plus fréquents, la modélisation surestime à la fois les pics d'exposition et la concentration moyenne. Ces résultats sont cohérents avec le fait que les taux d'émission sont indépendants de la vitesse du vent et que l'augmentation de la vitesse du vent engendre une meilleure dispersion du gaz, donc une diminution de la concentration dans l'air.
 - Pour les PM_{2.5}, les concentrations modélisées sont surestimées par vent faible. Puisque les vents faibles sont les plus fréquents, la modélisation surestime à la fois les pics d'exposition et la concentration moyenne. Par ailleurs, les concentrations modélisées diminuent avec l'augmentation de la vitesse du vent, alors que les concentrations mesurées sont plutôt constantes en fonction de la vitesse du vent. Ces résultats sont cohérents avec le fait que les PM_{2.5} sont peu sensibles aux phénomènes de dépôt/resuspension.
 - Pour les particules totales (PST), les concentrations modélisées sont surestimées par vent faible (car le dépôt des particules n'est pas considéré) et sous-estimées par vent fort (car la remise en suspension des particules n'est pas considérée). Puisque les vents faibles sont plus fréquents que les vents forts, la modélisation surestime à la fois la fréquence et la hauteur des pics d'exposition ainsi que la concentration moyenne. Par ailleurs, la surestimation est plus importante à la station Nord qu'à la station Sud. Par extension, la surestimation des concentrations de PST implique une surestimation des concentrations moyennes annuelles modélisées pour les métaux (WSP, 2015d).
- Les concentrations de métaux dans l'air ambiant ont été estimées en attribuant à chaque lithologie une valeur représentative de la concentration de métaux mesurée dans celle-ci. Pour estimer les concentrations annuelles de métaux dans l'air, la moyenne des concentrations mesurées dans chaque lithologie a été utilisée. Pour estimer les concentrations sur une plus courte période (1 h, 8 h, 24 h), les valeurs attribuées à chaque lithologie correspondent à la concentration maximale mesurée. Cette hypothèse prudente permet de modéliser la situation la plus susceptible de poser des risques (activités se rapportant aux lithologies les plus riches en métaux).

En définitive, la combinaison de multiples hypothèses prudentes suggère que les concentrations additionnelles modélisées dans l'air conduisent à une surestimation de l'exposition additionnelle par inhalation appréhendée pour les récepteurs, ce qui est confirmé par la comparaison des concentrations réelles mesurées à Malartic² en 2012-2015 avec les concentrations additionnelles estimées à la même période (Phase 1 : scénario 2013)³.

1 Direction et vitesse du vent, température et pression atmosphérique

2 Tableaux 3 et 4

3 Valeurs présentées à l'annexe H

6.2.3.5 Concentrations additionnelles de silice cristalline respirable

Les concentrations additionnelles de silice cristalline respirable ont été estimées à partir de la meilleure information disponible, soit en multipliant les concentrations additionnelles de particules respirables (PM_{4}) estimées par la teneur maximale de silice cristalline (3,3%) mesurée dans les PM_{4} prélevées dans l'air à Malartic sur des périodes de plusieurs jours.

➤ Concentrations additionnelles de PM_{4} estimées

Les concentrations additionnelles de PM_{4} dans l'air ont été estimées par régression linéaire à partir des concentrations de $PM_{2.5}$ et de PM_{10} modélisées et fournies par WSP. Cette approche a permis de pallier l'absence d'information concernant les taux d'émission de PM_{4} par des activités d'exploitation minière. Étant donné que les concentrations des particules dans l'air sont vraisemblablement surestimées (voir section 6.2.3.4), la concentration additionnelle de PM_{4} est vraisemblablement surestimée elle aussi. La comparaison des concentrations additionnelles de PM_{4} estimées (moyenne annuelle la plus élevée à la station Sud : $15 \mu g/m^3$ pour la Phase 1) avec les concentrations de PM_{4} mesurées à la station Sud durant la même période (moyenne sur 13-20 jours variant de 4,5 à $8,2 \mu g/m^3$, tableau D-8)¹ confirme cette hypothèse.

➤ Proportion de silice cristalline dans les particules respirables

La concentration modélisée de silice cristalline respirable dans l'air a été estimée en considérant que la teneur moyenne de silice cristalline dans les particules respirables (PM_{4}) à Malartic était de 3,3%. Cette valeur correspond à la teneur maximale mesurée durant l'exploitation dans les PM_{4} échantillonnées (station Sud) durant plusieurs semaines (12-27 jours) réparties sur toutes les saisons (valeurs comprises entre 1% et 3,3% ; voir tableau D-8). Comme la teneur en silice mesurée n'est pas le parfait reflet des concentrations de silice dans les particules émises par la mine (car d'autres sources contribuent aux concentrations de PM_{4} dans l'air), la teneur maximale mesurée a été retenue, ce qui constitue une approche prudente. Par ailleurs, la teneur de silice retenue a été sélectionnée parmi les valeurs obtenues sur des échantillons de 12-27 jours car ces données sont vraisemblablement représentatives des teneurs moyennes de silice dans les PM_{4} présentes dans l'air de Malartic durant l'exploitation de la mine (les teneurs mesurées sur des échantillons de plusieurs jours intègrent la variabilité des teneurs d'une journée à l'autre). Les teneurs en silice qui ont pu être mesurées dans les échantillons collectés sur 24 h n'ont pas été retenues car de tels échantillons sont ponctuels et le faible nombre de valeurs détectées² était insuffisant pour être représentatif d'une teneur moyenne sur une base annuelle.

1 Données acquises en juillet-décembre 2014 (total de 112 jours échantillonnés). Les concentrations mesurées sur plusieurs jours en 2012 et 2013 n'ont pas été retenues car la taille des particules échantillonnées est incertaine.

2 Silice détectée dans 2 échantillons de 24 h sur 63 analysés (voir tableau E-8).

Il est intéressant de noter que les teneurs en silice mesurées dans les PM₄ sont significativement plus faible que celles ($\leq 74\%$) mesurées dans les roches exploitées par CMGP (Golder, 2014). Cette différence pourrait notamment s'expliquer par la variabilité de la proportion de silice dans les particules en fonction de la taille de celles-ci. En effet, U.S. EPA (1996) rapporte que le contenu en silice cristalline serait plus élevé dans les particules plus grossières que 10 μm , ce qui s'expliquerait par le fait que le quartz (synonyme de silice cristalline) est plus dur que la plupart des autres minéraux et serait plus résistant à la formation de poussières fines que d'autres minéraux. Par ailleurs, il est possible que l'utilisation de méthodes différentes pour analyser le contenu de silice dans les roches du gisement de CMGP¹ et dans les particules aéroportées² contribue, en partie, à expliquer les différences observées au niveau des teneurs.

6.2.3.6 Concentrations de métaux dans les autres milieux environnementaux

➤ Alimentation et eau potable (bruit de fond)

Pour tous les métaux, l'alimentation et/ou la consommation d'eau potable représente une part prépondérante de l'exposition bruit de fond.

L'exposition bruit de fond des récepteurs via l'alimentation a été estimée en tenant compte des apports alimentaires en métaux documentés pour la population générale Canadienne (lorsque disponibles), lesquels correspondent *a priori* à une alimentation normale et complète. En l'absence d'information détaillée sur la contribution des différents types d'aliments (ex. : poissons, viande, fruits, légumes) à l'apport alimentaire général, aucun ajustement n'a été apporté pour tenir compte de la consommation concomitante de produits d'origine locale (qui, selon le scénario d'exposition utilisé, représente 10% de la consommation de fruits/légumes). L'exposition totale des récepteurs via l'alimentation s'en trouve donc surestimée.

Pour la plupart des métaux (12 sur 18)³, les concentrations dans l'eau potable sont basées sur des données locales ou régionales. Les autres valeurs sont issues de données canadiennes ou des États-Unis et sont donc associées à une incertitude plus importante.

➤ Concentrations bruit de fond dans les sols de surface

Les valeurs retenues pour estimer l'exposition bruit de fond associée au sol de surface correspondent à une estimation prudente⁴ des concentrations mesurées. Des données locales étaient disponibles (concentrations mesurées dans les sols de surface avant le début de l'exploitation) pour la plupart des métaux évalués (12 sur 18)⁵. L'incertitude associée aux concentrations bruit de fond de ces métaux dans les sols de surface est donc faible. Pour les autres métaux, les concentrations retenues correspondent aux teneurs de fond documentées pour la région géologique Supérieur et Rae, aux teneurs de fond documentées en Ontario ou à une valeur issue de la littérature. Ces données représentent une source d'incertitude un peu plus élevée (du fait de la variabilité géographique) toutefois celle-ci a peu d'impact sur les résultats puisque l'exposition bruit de fond aux métaux dépend essentiellement des apports alimentaires et/ou via l'eau potable.

1 Méthode XRF (fluorescence aux rayons X)

2 Méthode NIOSH 7602 (spectrométrie d'absorption dans l'infrarouge), imposée par le MDDELCC

3 Sb, As, Ba, Cd, Co, Cr, Hg, Mn, Pb, Se, Ni et Zn

4 LSC95 ou 98^e centile (voir annexe G).

5 Ag, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Mn, Ni, Pb et Zn

➤ Concentrations additionnelles dans les fruits/légumes d'origine locale

Les concentrations additionnelles de métaux dans les plantes ont été modélisées et sont donc associées à une certaine incertitude. En effet, les modèles correspondent à une simplification de processus complexes et les résultats produits par ces modèles correspondent à une approximation de la réalité. Le recours à la modélisation peut aussi bien sous-estimer que surestimer l'exposition des récepteurs.

Dans le cadre de ce projet, le recours à la modélisation a été limité à l'estimation des concentrations de métaux dans les végétaux qui pourraient découler des dépôts atmosphériques de particules sur les végétaux. Le modèle utilisé considère une vitesse de dépôt représentative de la taille des particules généralement retrouvées dans l'air (MEF, 1996). Les concentrations dans les végétaux attribuables au dépôt atmosphérique sont ensuite prédites en considérant la fraction d'interception des particules qui se déposent, la productivité des végétaux (production de nouvelles feuilles) ainsi que la perte de surface (principalement due au lessivage causé par la pluie). Ces éléments sont tous pris en compte à l'aide de paramètres moyens pour différentes catégories de végétaux. Ces paramètres semblent varier pour les différentes classes de végétaux sur environ un ordre de grandeur (MEF, 1996). L'ordre de grandeur des concentrations prédites devrait donc être réaliste dans la majorité des situations. Il importe cependant de rappeler que les concentrations additionnelles de particules dans l'air utilisées étant volontairement surestimées, les concentrations additionnelles de métaux dans les végétaux qui pourraient découler de dépôts atmosphériques sur les plantes sont, selon toute vraisemblance, surestimées aussi.

➤ Concentrations dans les poussières intérieures

Les concentrations dans les poussières intérieures ont été modélisées et sont donc associées à une certaine incertitude qui découle de la modélisation elle-même ainsi que de l'incertitude associée aux données utilisées, soit les concentrations bruit de fond dans l'air et dans les sols et les concentrations additionnelles dans l'air. L'exposition aux poussières intérieures (ingestion, contact cutané) a un impact faible sur l'exposition bruit de fond mais significatif sur l'exposition additionnelle. L'utilisation de concentrations additionnelles dans l'air qui sont surestimées conduirait donc vraisemblablement à une surestimation de l'exposition additionnelle associée aux poussières.

6.2.3.7 Combinaison des hypothèses retenues

En résumé, les hypothèses retenues pour estimer l'exposition bruit de fond et additionnelle des récepteurs sont prudentes tout en restant réalistes. La combinaison de ces hypothèses prudentes mène vraisemblablement à une surestimation des doses d'exposition estimées.

6.3 Évaluation des risques

Les niveaux de risque estimés ont été évalués en tenant compte de l'ensemble de l'information disponible, ce qui inclut les concentrations mesurées à Malartic (2012-2015), les concentrations modélisées pour toute la durée d'exploitation projetée (2011-2028)¹ et la prise en considération de l'incertitude associée à ces données et aux hypothèses de travail retenues tout au long de l'étude.

6.3.1 Risques toxicologiques posés par les émanations gazeuses

6.3.1.1 Monoxyde de carbone

Les risques posés par l'inhalation de CO ont pu être estimés pour l'exposition aiguë, ce qui couvre le profil de toxicité de cette substance qui ne nécessite pas d'être évalué pour une exposition chronique.

Les concentrations maximales de CO modélisées (sur 1 h et 8 h) pour tous les récepteurs étaient plus faibles que les niveaux d'exposition sécuritaire correspondants (indices de risque inférieurs à l'unité).

Ces résultats permettent de conclure que le risque posé par les concentrations maximales de monoxyde de carbone attribuables aux activités d'exploitation de la mine est négligeable pour la santé de la population riveraine.

6.3.1.2 Dioxyde d'azote

Les risques posés par l'inhalation de NO₂ ont été estimés à partir des concentrations mesurées et modélisées, pour une exposition aiguë et pour une exposition chronique.

Les concentrations mesurées à Malartic depuis 2012 étaient toujours plus faibles que les niveaux d'exposition sécuritaire correspondants. Les concentrations modélisées pour 2011-2028 ont toutefois conduit à des indices de risque supérieurs à l'unité (tableaux 16 et 17). Considérant que les hypothèses de modélisation retenues ont pu conduire à une surestimation de ces concentrations, une analyse approfondie des résultats est fournie ci-après.

➤ Exposition aiguë (1 heure)

- Le niveau de confiance associé à la VTR retenue (200 µg/m³, recommandée par l'OMS) pour estimer le risque posé par une exposition de 1 h au NO₂ est élevé. Cette valeur est basée sur un niveau d'effet critique de 400 µg/m³ (légers effets respiratoires réversibles chez des personnes sensibles) divisé par un facteur de sécurité de 2 afin de protéger les sujets sensibles, c.-à-d. dont les fonctions pulmonaires sont déjà compromises (par exemple, personnes asthmatiques ou atteintes de maladies pulmonaires obstructives chroniques);

¹ Les concentrations pertinentes modélisées pour chaque durée d'exposition et chacun des 14 récepteurs pour les Phases 1, 2 et 3 de l'exploitation sont fournies à l'annexe H.

- La concentration la plus élevée de NO₂ mesurée sur 1 h à Malartic¹ (sur un total de plus de 61 000 mesures, durant la période 2012-2015) est de 131 µg/m³ (tableau 3).
 - Cette concentration maximale mesurée est plus faible que la VTR,
 - Cette concentration maximale mesurée est 4 fois plus faible que la concentration additionnelle maximale estimée par modélisation (524 µg/m³, tableau 13) pour la période correspondante (Phase 1);
 - Les concentrations additionnelles maximales modélisées (annexe H) pour les Phases 2 et 3 (399 et 383 µg/m³, respectivement) sont plus faibles que celle estimée pour la Phase 1, et sont plus faibles que le niveau à partir duquel des effets ont été observés chez l'humain (400 µg/m³);
 - L'analyse comparative² des résultats de modélisation et des données de suivi de la qualité de l'air réalisée par WSP (WSP, 2014) confirme que les hypothèses prudentes retenues lors des modélisations conduisent à une surestimation de près de 5 fois des concentrations maximales de NO₂ sur 1 h.
- Exposition chronique
- La VTR (40 µg/m³) retenue pour estimer le risque posé par une exposition chronique au NO₂ est celle recommandée par l'OMS. Cette valeur correspond au niveau d'exposition le plus faible qui a pu être associé à l'observation d'un effet chez l'humain (augmentation des maladies respiratoires chez l'enfant);
 - La concentration moyenne de NO₂ mesurée à Malartic sur la période 2012-2015 est de 10 µg/m³ à la station Sud (tableau 3). Cette concentration, qui équivaut à la concentration bruit de fond retenue (tableau 12), est environ 7 fois plus faible que la concentration additionnelle maximale estimée par modélisation (74 µg/m³, tableau 13) pour la période correspondante (Phase 1),
 - Les concentrations additionnelles maximales modélisées (annexe H) pour les Phases 2 (53 µg/m³) et 3 (54 µg/m³) sont plus faibles que celle modélisée pour la Phase 1;
 - L'analyse comparative³ des résultats de modélisation et des données de suivi de la qualité de l'air réalisée par WSP (WSP, 2014) confirme que les hypothèses prudentes retenues lors des modélisations conduisent à une surestimation de plus de 3 fois des concentrations moyennes de NO₂.
- Évaluation des risques posés par le NO₂
- Compte tenu de la fiabilité élevée⁴ des données de suivi de la qualité de l'air à Malartic, il est très probable que les concentrations mesurées⁵ représentent adéquatement les niveaux de NO₂ dans l'air auxquels la population a été réellement exposée durant les 4 premières années d'exploitation;

1 Concentration mesurée à la station Sud

2 Les concentrations modélisées dans l'air pour l'année 2013 en utilisant les données météorologiques mesurées à la mine ont été comparées avec les concentrations mesurées à Malartic durant la même période, aux mêmes endroits. Les résultats indiquent que les concentrations maximales de NO₂ modélisées sur 1 h étaient près de 5 fois plus élevées que les concentrations mesurées à la station Sud et à la station Nord (voir section 6.2.3.4).

3 Les résultats indiquent que les concentrations moyennes de NO₂ modélisées étaient surestimées par plus de 3 fois à la station Sud et près de 4 fois à la station Nord (voir note précédente et section 6.2.3.4).

4 Position appropriée des stations d'échantillonnage, mesure en continu des concentrations de NO₂ dans l'air de Malartic depuis 2012.

5 Concentration maximale de 131 µg/m³ sur 1 h, concentration moyenne de 10 µg/m³ sur près de 4 années (station Sud).

- La comparaison des résultats de modélisation et des données de suivi confirme que les concentrations additionnelles modélisées (Phase 1) ont été surestimées du fait des choix prudents retenus lors des modélisations;
- Les concentrations additionnelles obtenues pour les Phases 2 et 3 sont vraisemblablement surestimées aussi puisqu'elles découlent de scénarios de modélisation dont le niveau de prudence est comparable à celui utilisé pour la Phase 1.

Sur la base de ce qui précède, il est improbable que les émissions de la mine conduisent à des concentrations totales de NO₂ qui dépassent les niveaux sécuritaires, que ce soit sur une base horaire ou annuelle. Advenant un dépassement sur une base horaire, les concentrations totales resteraient selon toute vraisemblance en deçà du niveau auquel des effets ont été observés chez l'humain (400 µg/m³). Le risque d'effet sur la santé posé par les pics d'émissions de NO₂ sur 1 h et par les concentrations de NO₂ à long terme est donc vraisemblablement négligeable.

L'ensemble de ces résultats permet de conclure que les concentrations de NO₂ attribuables aux activités d'exploitation de la mine ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine. Le maintien d'un suivi est toutefois recommandé afin de s'assurer que les concentrations mesurées à Malartic n'augmentent pas de façon significative et restent en deçà des niveaux sécuritaires (200 µg/m³ sur 1 h et 40 µg/m³ sur une base annuelle).

6.3.1.3 Dioxyde de soufre

Les risques posés par l'inhalation de SO₂ ont été estimés à partir des concentrations modélisées¹, pour une exposition aiguë et chronique.

Toutes les concentrations additionnelles modélisées (concentrations maximales sur 1 h et sur 24 h, concentration moyenne annuelle la plus élevée; tableau 13) sont 20 à 100 fois plus faibles que les niveaux d'exposition sécuritaires (VTR) correspondants (tableaux 19 et 20). La concentration bruit de fond sur 24 h (37 µg/m³) est environ 2 fois plus élevée que la VTR (20 µg/m³), ce qui conduit à un indice de risque total modélisé supérieur à l'unité.

Considérant que i) les concentrations additionnelles modélisées sont au moins 20 fois plus faibles que le niveau sécuritaire, ii) les émissions de la mine représentent une contribution minime (2,6%) à l'exposition totale modélisée et iii) les concentrations additionnelles maximales modélisées ont vraisemblablement été surestimées², il est possible de conclure que les émissions maximales de SO₂ sur 24 h par les activités d'exploitation de la mine sont bien en deçà du niveau sécuritaire et que leur contribution à l'exposition totale sur 24 h est minime.

L'ensemble de ces résultats permet de conclure que les concentrations de SO₂ attribuables aux activités d'exploitation de la mine ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine.

¹ Le SO₂ ne fait pas partie des paramètres suivi dans le cadre du PSE (concentrations non mesurées).

² Comme pour le NO₂, les biais méthodologiques devraient conduire à une surestimation des concentrations par vent faible (voir section 6.2.3.4).

6.3.1.4 Conclusion

Les résultats permettent de conclure que le risque posé par les émissions de gaz (CO, NO₂ et SO₂) associées aux activités d'exploitation de la mine est négligeable. Le maintien du suivi actuel est toutefois recommandé afin de s'assurer que les concentrations de NO₂ à Malartic restent en deçà des niveaux sécuritaires¹.

6.3.2 Risques toxicologiques posés par les particules fines (PM_{2.5})

Les risques posés par les PM_{2.5} ont pu être estimés à partir des concentrations mesurées et modélisées, pour une exposition aiguë et chronique. Certaines concentrations ayant conduit à des indices de risque supérieurs à l'unité (tableaux 16 et 17), une analyse approfondie des résultats est fournie ci-après.

➤ Exposition aiguë (24 heures)

- La VTR retenue pour évaluer les risques posés par l'inhalation de PM_{2.5} sur une période de 24 heures est la valeur la plus sévère (15 µg/m³). Cette valeur est définie par Santé Canada comme « *un niveau au-dessus duquel on sait qu'il existe [...] une relation dose-réponse et on a la capacité de fournir une certaine quantification des effets nocifs* » (Santé Canada et Environnement Canada, 1998). La recommandation de qualité de l'air de l'OMS² est de 25 µg/m³ (les concentrations sur 24 h doivent y être inférieures au moins 99% du temps) et la norme de qualité de l'air en vigueur au Canada³ est de 28 µg/m³ (les concentrations sur 24 h doivent y être inférieures au moins 98% du temps);
- Les 2 802 mesures effectuées à Malartic durant la période 2012-2015 indiquent une concentration maximale dans l'air de 35 µg/m³ à la station Sud et de 41 µg/m³ à la station Nord;
 - La contribution réelle des activités de CMGP aux pics de concentration observés ne peut pas être quantifiée, mais les concentrations les plus élevées ont été observées à la station Nord, davantage influencée par les activités urbaines et moins influencée par la mine que la station Sud,
 - Les concentrations mesurées à la station Sud étaient le plus souvent (97% du temps) inférieures à 15 µg/m³ et respectaient la recommandation de l'OMS ainsi que la norme en vigueur au Canada;
- Les concentrations maximales de PM_{2.5} mesurées à Malartic (stations Sud et Nord) sont plus faibles que la concentration additionnelle maximale estimée par modélisation (57 µg/m³, tableau 13) pour la période correspondante (Phase 1);
- Les concentrations additionnelles maximales modélisées (annexe H) pour les Phases 2 et 3 (55 et 46 µg/m³, respectivement) sont légèrement plus faibles que celle estimée pour la Phase 1;
- L'analyse comparative⁴ des résultats de modélisation et des données de suivi de la qualité de l'air réalisée par WSP (WSP, 2014) indique que les hypothèses prudentes retenues

1 200 µg/m³ sur 1 h et 40 µg/m³ sur une base annuelle.

2 <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>, http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

3 Environnement Canada. <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D87FA775-1&news=A4B2C28A-2DFB-4BF4-8777-ADF29B4360BD>. La valeur statistique à utiliser pour comparer à la norme n'est pas précisée sur cette page web mais selon toute vraisemblance, ce serait la même que celle indiquée par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) dans son *Rapport d'étape 2011 sur les standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone* (http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1496_cws_pm_ozone_2011_rpt_fr.pdf)

4 Les concentrations modélisées dans l'air pour l'année 2013 en utilisant les données météorologiques mesurées à la mine ont été comparées avec les concentrations mesurées à Malartic durant la même période, aux mêmes endroits. Les résultats indiquent que les concentrations maximales de PM_{2.5}

lors des modélisations conduisent à une surestimation par près de 4 fois des concentrations de $PM_{2.5}$.

➤ Exposition chronique

- La VTR retenue ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour évaluer les risques posés par l'inhalation de $PM_{2.5}$ à long terme correspond à la recommandation de qualité de l'air de l'OMS¹ et à la norme de qualité de l'air ambiant en vigueur au Canada² (toutes deux applicables à la concentration moyenne sur une base annuelle);
- Les concentrations moyennes de $PM_{2.5}$ mesurées à Malartic durant la période 2012-2015 ($6,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la station Sud, et $6,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à la station Nord)³ sont plus faibles que la VTR (indices de risque totaux mesurés inférieurs à l'unité, tableau 17);
- Ces concentrations mesurées sont plus faibles que la concentration additionnelle la plus élevée estimée par modélisation ($9,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tableau 13) pour la période correspondante (Phase 1);
- Les concentrations additionnelles modélisées (annexe H) pour les Phases 2 et 3 ($7,5$ et $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement) sont plus faibles que celle estimée pour la Phase 1;
- L'analyse comparative⁴ des résultats de modélisation et des données de suivi de la qualité de l'air réalisée par WSP (WSP, 2014) confirme que les hypothèses prudentes retenues lors des modélisations conduisent à une surestimation des concentrations moyennes de $PM_{2.5}$.

➤ Évaluation des risques posés par les $PM_{2.5}$

- Compte tenu de la fiabilité élevée⁵ des données de suivi de la qualité de l'air à Malartic, il est très probable que les concentrations mesurées⁶ représentent adéquatement les niveaux de $PM_{2.5}$ dans l'air auxquels la population a été réellement exposée durant les 4 premières années d'exploitation;
- La comparaison des résultats de modélisation et des données de suivi de la qualité de l'air confirme que les concentrations additionnelles modélisées (Phase 1) ont été surestimées du fait des choix prudents retenus lors des modélisations;
- Les concentrations additionnelles obtenues pour les Phases 2 et 3 sont vraisemblablement surestimées aussi puisqu'elles découlent de scénarios de modélisation dont le niveau de prudence est comparable à celui utilisé pour la Phase 1.

modélisées étaient plus élevées (par près de 4 fois sur 1 h, et par plus de 2 fois pour la moyenne) que les concentrations mesurées à la station Sud (voir section 6.2.3.4).

1 <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>, http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

2 Environnement Canada. <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D87FA775-1&news=A4B2C28A-2DFB-4BF4-8777-ADF29B4360BD>.

3 LSC95 indiquées au tableau 3

4 Les concentrations modélisées dans l'air pour l'année 2013 en utilisant les données météorologiques mesurées à la mine ont été comparées avec les concentrations mesurées à Malartic durant la même période, aux mêmes endroits. Les résultats indiquent que les concentrations maximales de $PM_{2.5}$ modélisées étaient plus élevées (par près de 4 fois sur 1 h, et par plus de 2 fois pour la moyenne) que les concentrations mesurées à la station Sud (voir section 6.2.3.4).

5 Position appropriée des stations d'échantillonnage, mesure en continu des concentrations de $PM_{2.5}$ dans l'air de Malartic depuis mars 2012

6 Sur près de 4 années (station Sud et Nord, respectivement) : concentrations maximales de 35 et $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur 1 h, concentrations moyennes de 6,6 et $6,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Sur la base de ce qui précède, et compte tenu des mesures prises par CMGP pour maintenir au minimum les émissions de poussières (Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques)¹, il est improbable que les émissions de la mine conduisent à une concentration totale de PM_{2.5} qui dépasse les concentrations sur 24 h mesurées à Malartic en 2012-2015 et/ou le niveau sécuritaire sur une base annuelle (10 µg/m³). Le risque d'effet sur la santé posé par les concentrations de PM_{2.5} est donc vraisemblablement négligeable.

L'analyse approfondie de l'ensemble de l'information disponible permet de conclure que les concentrations de PM_{2.5} attribuables aux activités d'exploitation de la mine ne devraient présenter aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine. Le maintien du suivi actuel est toutefois recommandé afin de s'assurer que les concentrations mesurées à Malartic n'augmentent pas de façon significative et restent en deçà de la recommandation de l'OMS² et de la norme Canadienne³.

6.3.3 Risques toxicologiques posés par les métaux

6.3.3.1 *Risques d'effets autres que le cancer*

Les risques d'effets autres que le cancer posés par l'exposition aux métaux ont été estimés à partir des concentrations mesurées (9 métaux) et des concentrations modélisées (18 métaux), pour une exposition aiguë et pour une exposition chronique. Les risques ont été estimés en tenant compte, distinctement ou conjointement, de l'exposition par inhalation et par les autres voies (ingestion et contact cutané).

Pour 10 métaux (Ag, Ba, Be, Cr, Co, Cu, Hg, Mn, Pb et Ti), les résultats permettent de conclure que les risques posés par les concentrations mesurées ou modélisées dans l'air sont négligeables pour la santé de la population riveraine de la mine.

Pour les 8 autres métaux (Sb, As, Cd, Ni, Se, Tl, V, Zn), les niveaux d'exposition totale modélisés dépassent parfois les niveaux sécuritaires correspondants. Une analyse approfondie des résultats est présentée ci-après pour ces métaux. L'information pertinente pour l'évaluation des risques posés par ces métaux est résumée au tableau 23.

1 Plan résumé à la section 2.2.3

2 Soit 99^e centile de la distribution des concentrations sur 24 h inférieur à 25 µg/m³.

3 Soit 98^e centile annuel des concentrations sur 24 h inférieur à 28 µg/m³ (jusqu'en 2019) ou à 27 µg/m³ (à partir de 2020).

TABLEAU 23

Sommaire des indices de risque pour les métaux
présentant au moins un indice de risque total supérieur à l'unité

Substance	Voies d'exposition	Indices de risque ^{a,b}	Commentaire ^{b,c}
Antimoine	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,26 - 1,2 IR _{Tot} = 0,27 - 1,2	Contribution du projet : négligeable à faible (0,9% à 2,2%)
Arsenic	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 165 - 695 IR _{Tot} = 165 - 696	Contribution du projet : négligeable (≤0,1% à 0,27%)
Cadmium	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 2,0 - 5,6 IR _{Tot} = 2,0 - 5,6	Contribution du projet : négligeable (≤0,09%)
Nickel	Inhalation (aiguë)	IR _{Add} = 1,3 (1 h, Phase 3)	Phase 3 : IR _{Add} < 1 plus de 99,92% du temps Phases 1 et 2 : IR _{Add} < 1
		IR _{Add} = 1,8 (8 h, Phase 3)	Phase 3 : IR _{Add} < 1 plus de 99,95% du temps Phases 1 et 2 : IR _{Add} < 1
	Inhalation (chronique)	IR _{Tot} = 0,47 (mesuré) IR _{BF} = 0,04 IR _{Tot} = 0,38 (modélisé)	Risque négligeable
	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = 0,6 - 2,4 IR _{Tot} = 0,6 - 2,4	Contribution du projet : négligeable (0,5% à 1,9%)
Sélénium	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,5 - 1,3 IR _{Tot} = 0,5 - 1,3	Contribution du projet : négligeable (≤0,03%)
Thallium	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = (8,0 - 74) IR _{Tot} = (8,0 - 74)	Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : négligeable (≤0,1%)
Vanadium	Ingestion + contact cutané	IR _{BF} = (0,5 - 2,0) IR _{Tot} = (0,5 - 2,1)	Basé sur une VTR provisoire Contribution du projet : faible (2,4% à 7,9%)
Zinc	Ingestion + contact cutané + inhalation	IR _{BF} = 0,3 - 1,5 IR _{Tot} = 0,3 - 1,5	Contribution du projet : négligeable (≤0,03%)

a Indices de risque modélisé pour une exposition chronique, à moins d'indication contraire. Pour l'exposition par voies multiples (ingestion + contact cutané ± inhalation), l'intervalle de valeurs indique la variation des indices de risque en fonction du groupe d'âge.

b Pour la plupart des métaux, notamment l'arsenic, l'apport alimentaire (documenté pour la population Canadienne en général) constitue la source principale de l'exposition bruit de fond (IR_{BF}).

c Contribution du projet = (IR_{Add}/IR_{Tot}) x 100.

IR_{Add} Indice de risque additionnel par inhalation aiguë (tableau 19), inhalation chronique (tableau 20) ou par voies d'exposition combinées (Annexe L).

IR_{BF} Indice de risque bruit de fond par inhalation aiguë (tableau 19), inhalation chronique (tableau 20) ou par voies d'exposition combinées (Annexe L).

IR_{Tot} Indice de risque total par inhalation aiguë (tableau 19), inhalation chronique (tableau 20) ou par voies d'exposition combinées (tableau 21).

() Les parenthèses indiquent les indices de risque basés sur une VTR provisoire.

➤ **Antimoine, arsenic, cadmium, sélénium, thallium, vanadium et zinc**

Pour ces 7 métaux, les indices de risque par inhalation sont inférieurs à l'unité (tableau 20). Pour l'exposition par plusieurs voies, la dose d'exposition bruit de fond (découlant principalement des apports alimentaires) à elle seule conduit à des indices de risque supérieurs à l'unité (tableau 23). Toutefois, dans tous les cas, la contribution des émissions de la mine à la dose d'exposition totale est négligeable ou faible (selon le métal et le groupe d'âge du récepteur).

De plus, pour le vanadium, le risque d'effets chroniques est vraisemblablement surestimé car i) les concentrations de PST dans l'air sont vraisemblablement surestimées d'environ 2 fois¹, ii) le risque a été estimé à partir d'une VTR provisoire (VTR sous-chronique divisée par un facteur de sécurité de 10), iii) l'exposition au vanadium par voie orale n'a aucun effet connu chez l'humain², iv) la dose totale d'exposition la plus élevée qui a été estimée pour le récepteur le plus exposé³ est 60 fois plus faible que la plus faible dose⁴ associée à l'observation d'effets chez des animaux (rat).

L'ensemble de ces informations permet de conclure que, pour ces 7 métaux, les risques d'effets autres que le cancer posés par les émissions atmosphériques de la mine sont vraisemblablement négligeables pour la santé de la population riveraine du projet.

➤ **Nickel**

Les risques pour la santé posés par les émissions de nickel ont été estimés pour une exposition aiguë par inhalation (concentrations modélisées sur 1 h et 8 h) ainsi que pour une exposition chronique par inhalation et par combinaison de l'ingestion et du contact cutané.

- Tous les indices de risque (mesurés ou modélisés) pour une exposition chronique sont inférieurs à l'unité. Le risque d'effets sur la santé⁵ posé par les concentrations annuelles de nickel dans l'air ambiant est donc négligeable.
- Pour les expositions de courte durée (1 h et 8 h), les risques ont été estimés à partir de la concentration maximale estimée, c'est-à-dire la concentration correspondant à la pire heure (ou à la pire période de 8 h), dans les pires conditions météorologiques enregistrées durant 5 ans, selon le pire scénario et pour le récepteur le plus exposé. Les résultats obtenus indiquent que :
 - les concentrations additionnelles maximales ainsi modélisées (Phase 3) sont 1,3 et 1,8 fois plus élevées⁶ que les niveaux sécuritaires correspondants (VTR de 0,2 et 0,06 µg/m³ sur 1 h et 8 h, respectivement);
 - Pour les Phases 1 et 2, les concentrations maximales modélisées (annexe H) sont plus faibles que les niveaux sécuritaires correspondant;

1 Les concentrations modélisées dans l'air pour l'année 2013 en utilisant les données météorologiques mesurées à la mine ont été comparées avec les concentrations mesurées à Malartic durant la même période, aux mêmes endroits. Les résultats indiquent que les concentrations maximales de PST modélisées étaient plus élevées que les concentrations mesurées à la station Sud (par près de 2 fois sur 1 h, et par plus de 2 fois pour la moyenne) et à la station Nord (par près de 3 fois sur 1 h et par près de 4 fois pour la moyenne) (voir section 6.2.3.4).

2 Dose maximale testée : 1,3 mg/kg-pc par jour

3 0,002 mg/ kg-pc par jour

4 0,12 mg/ kg-pc par jour

5 Effets autres que le cancer (voir la section 6.3.3.2 pour l'évaluation du risque additionnel de cancer)

6 IR_{Add} de 1,3 sur 1 h et de 1,8 sur 8 h

- La distribution statistique des concentrations additionnelles estimées pour la Phase 3 indique que les concentrations maximales modélisées pour le récepteur le plus exposé durant la Phase 3 sont presque toujours (plus de 99,92% du temps) plus faibles que le niveau sécuritaire;
- Les concentrations modélisées ont vraisemblablement été surestimées¹ du fait des hypothèses prudentes qui ont été retenues lors des modélisations.

Sur la base de ce qui précède, il est improbable que les émissions de la mine conduisent à des concentrations de nickel qui dépassent les niveaux sécuritaires sur une base annuelle. Advenant un dépassement des niveaux sécuritaires sur une courte période (1 h ou 8 h), les concentrations resteraient selon toute vraisemblance bien en deçà du niveau auquel des effets ont été observés². Le risque d'effet sur la santé posé par d'éventuels pics d'émissions de nickel et par les concentrations de nickel à long terme est donc négligeable.

6.3.3.2 Risque additionnel de cancer

Conformément aux lignes directrices de l'INSPQ, les niveaux de risque additionnel de cancer ont été estimés pour chacun des métaux reconnus comme cancérigènes ou probablement cancérigènes pour l'humain (arsenic, béryllium, cadmium, nickel et plomb). Le risque additionnel de cancer global obtenu est très faible (moins de 2 cas par million d'individus qui seraient exposés selon les conditions décrites).

Ce niveau de risque additionnel se situe entre le niveau jugé négligeable par l'INSPQ, soit inférieur à un cas sur un million ($<1 \times 10^{-6}$), INSPQ, 2012a) et le niveau jugé essentiellement négligeable par Santé Canada, soit inférieur à 1 cas sur 100 000 ($<1 \times 10^{-5}$; Santé Canada, 2010). Exprimé en pourcentage, un risque additionnel de cancer jugé essentiellement négligeable³ correspond à un risque compris entre 0,0001% et 0,001%.

Le risque additionnel de cancer qui pourrait être engendré par l'exploitation de la mine durant 18 ans (1,9 cas sur 1 million) correspondrait donc à une augmentation du risque de cancer de 0,00019% pour des individus exposés selon les conditions décrites⁴, c.-à-d. une exposition permanente (100% du temps) durant toute la durée de l'exploitation (18 ans). Un tel niveau de risque additionnel n'a pas d'impact observable sur les taux de cancer dans la population puisqu'il est environ 13 000 fois plus faible que le risque de mortalité par cancer observé dans la population générale Canadienne⁵.

1 Tel que discuté à la section 6.2.3.4.

2 233 µg/m³ sur 1 h et 5,7 µg/m³ sur 8 h (voir annexe E).

3 Compris entre 1 cas sur 100 000 et 1 cas sur million.

4 Selon le scénario décrit à la section 5.1.2.

5 Selon le plus récent rapport de la Société canadienne du cancer, environ 2 Canadiens sur 5 (approximativement 40%) développeront un cancer au cours de leur vie, et environ 1 Canadien sur 4 (approximativement 25%) en mourra (Société canadienne du cancer (2015). Statistiques canadiennes sur le cancer 2015. <http://www.cancer.ca/~media/cancer.ca/CW/cancer%20information/cancer%20101/Canadian%20cancer%20statistics/Canadian-Cancer-Statistics-2015-FR.pdf?la=fr-CA>).

6.3.3.3 Conclusion

Suite à l'analyse approfondie de l'ensemble de l'information disponible, les résultats permettent de conclure que les émissions atmosphériques de métaux qui pourraient être engendrées par les activités d'exploitation de la mine ne devraient poser aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine. Le maintien du suivi actuel est toutefois recommandé afin de s'assurer que les concentrations mesurées à Malartic n'augmentent pas de façon significative et restent en deçà des niveaux sécuritaires.

6.3.4 Risques toxicologiques posés par la silice cristalline respirable

Le risque posé par l'inhalation de silice cristalline respirable a été estimé, pour le récepteur le plus exposé, à partir de la concentration moyenne annuelle modélisée la plus élevée ($0,526 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Phase 2) selon l'approche recommandée dans les lignes directrices de l'INSPQ (2012) pour estimer les risques d'effets autres que le cancer à long terme posés par l'inhalation d'une substance. La concentration totale modélisée étant plus faible que la VTR ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), le risque de silicose ainsi estimé est négligeable. Certaines limites associées à cette conclusion doivent cependant être précisées.

Tel que discuté précédemment (section 6.2.2), il appert que le risque de silicose dépend de l'exposition cumulée. Dans ce contexte, le niveau d'exposition à la silice cumulée sur la durée totale d'exploitation (18 ans) a été calculé (annexe M). Le niveau d'exposition cumulée totale obtenu ($10,9 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) est 3,7 fois plus faible que l'estimateur de risque ($40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$), lequel correspond au plus faible niveau d'exposition cumulée qui a pu être associé à l'observation de cas de silicose¹. Cette marge d'exposition (3,7) est comparable au facteur de sécurité (3) appliqué par Cal/EPA lors de la détermination de la VTR (voir annexe E). Toutefois, compte tenu de la sévérité des effets, la marge d'exposition obtenue (3,7) est faible et nécessite de s'assurer que les concentrations réelles dans l'air de Malartic sont en moyenne plus faibles que la concentration totale modélisée.

Les données de suivi de la qualité de l'air à Malartic disponibles tendent généralement à confirmer les résultats obtenus par modélisation. Cependant, du fait des limites d'interprétation associées à ces données (en particulier, limites de détection trop élevées, voir section 3.5), il n'est pas possible de confirmer que les concentrations réelles dans l'air de Malartic étaient, en moyenne, plus faibles que la concentration modélisée.

Par mesure de prudence, il conviendra donc de s'assurer que les émissions de silice par les activités d'exploitation de la mine soient aussi faibles que possibles (application du Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques) et que le suivi des concentrations de silice cristalline respirable dans l'air de Malartic fournisse les données requises pour s'assurer que l'exposition cumulée reste en deçà du niveau estimé par modélisation.

¹ Voir section 6.2.2 (ou annexe E pour davantage de détails)

7. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les risques toxicologiques pour la santé humaine posés par les gaz et les poussières qui pourraient être émis dans l'air par les activités d'exploitation et le projet d'Extension de la mine Canadian Malartic ont été estimés et évalués selon les lignes directrices de l'INSPQ, en utilisant des hypothèses prudentes à chaque étape. Cette évaluation portait sur les émanations gazeuses de monoxyde de carbone (CO), de dioxyde d'azote (NO₂) et de dioxyde de soufre (SO₂), et sur les émissions de particules fines (PM_{2.5}), de 18 métaux et de silice cristalline respirable. Les concentrations mesurées dans l'air à Malartic et les concentrations estimées par modélisation dans le cadre de l'étude d'impact ont été examinées et comparées aux niveaux sécuritaires pour la santé. Les résultats de l'évaluation indiquent que :

- Les données de suivi de la qualité de l'air obtenues de 2012 à 2015 dans le secteur de la ville le plus proche de la mine ont permis de constater que les émissions de la mine n'avaient posé aucun risque significatif pour la santé des résidents de Malartic.
- Les données de suivi de la qualité de l'air (2012-2015) ont également permis de mettre en évidence que les modélisations effectuées pour les années correspondantes surestimaient de façon importante les émissions de la mine (les concentrations modélisées sont plus élevées que les concentrations réelles mesurées).
- En mettant en perspective les concentrations obtenues par modélisation (2011-2028) avec l'ensemble des connaissances acquises sur les émissions réelles de la mine, il a pu être mis en évidence que les émissions qui pourraient être engendrées par l'exploitation de la mine Canadian Malartic (incluant le projet d'Extension) ne devraient poser aucun risque significatif pour la santé de la population riveraine de la mine.

Il faut noter que les données de suivi des concentrations dans l'air à Malartic (2012-2015) étaient d'excellente qualité (fréquence d'échantillonnage, méthodologie suivie, limites de détection, etc.) pour tous les paramètres excepté la silice, ce qui s'explique par l'absence de méthodologie reconnue et éprouvée pour l'échantillonnage de la silice cristalline respirable en milieu environnemental (différentes méthodologies d'échantillonnage ont été expérimentées à la demande du MDDELCC).

Sur la base de ces résultats, et considérant que les risques ont été estimés en combinant de multiples hypothèses prudentes, nous sommes d'avis que les activités de la mine, depuis le début jusqu'à la fin de son exploitation en 2028 (projet d'Extension), ne présentent pas de risque significatif pour la santé de la population de Malartic. Cette conclusion est aussi valide pour la population qui réside au sud de la mine (chemin des Merles) ou qui fréquente le secteur de façon occasionnelle. Afin de s'assurer que les conditions étudiées dans la présente étude seront maintenues tout au long de l'exploitation, nous recommandons de :

- S'assurer que le Plan intégré de gestion des émissions atmosphériques soit appliqué jusqu'à la fin de l'exploitation, ce qui implique, entre autres, le maintien du suivi de la qualité de l'air à Malartic aux stations existantes (Sud et Nord, en appliquant minimalement la même fréquence d'échantillonnage et d'analyse qu'entre 2012 et 2015) ainsi que la mise en œuvre du suivi prévu à la nouvelle station (localisée au sud-est du noyau urbain);

- Prendre les mesures nécessaires lors du suivi de qualité de l'air (modification des conditions d'échantillonnage et/ou d'analyse)¹ afin que la limite de détection de la silice cristalline respirable soit suffisamment faible ($\leq 0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) pour permettre une évaluation quantitative du risque à partir des concentrations mesurées. Il est recommandé que les concentrations de silice cristalline ainsi mesurées soient documentées dans les secteurs de la ville les plus exposés (sud et sud-est du noyau urbain) au cours de l'exploitation prévue.
- Réviser l'évaluation quantitative des risques posés par l'exposition cumulée à la silice à partir des données de suivi appropriées qui auront été ainsi obtenues. Une telle évaluation devrait être effectuée après l'acquisition d'au moins une année complète de données fiables pour la silice cristalline respirable.

¹ Actuellement, les particules respirables (PM_{10}) dans l'air de Malartic sont collectées sur des filtres sur des périodes de 24 heures. Les concentrations de silice étant faibles, la quantité de silice accumulée sur les filtres en 24 h est insuffisante pour que la silice puisse être détectée en laboratoire. Un allongement de la période d'échantillonnage augmenterait la quantité de silice collectée sur le filtre et permettrait de quantifier les concentrations de silice cristalline respirable dans l'air ambiant.

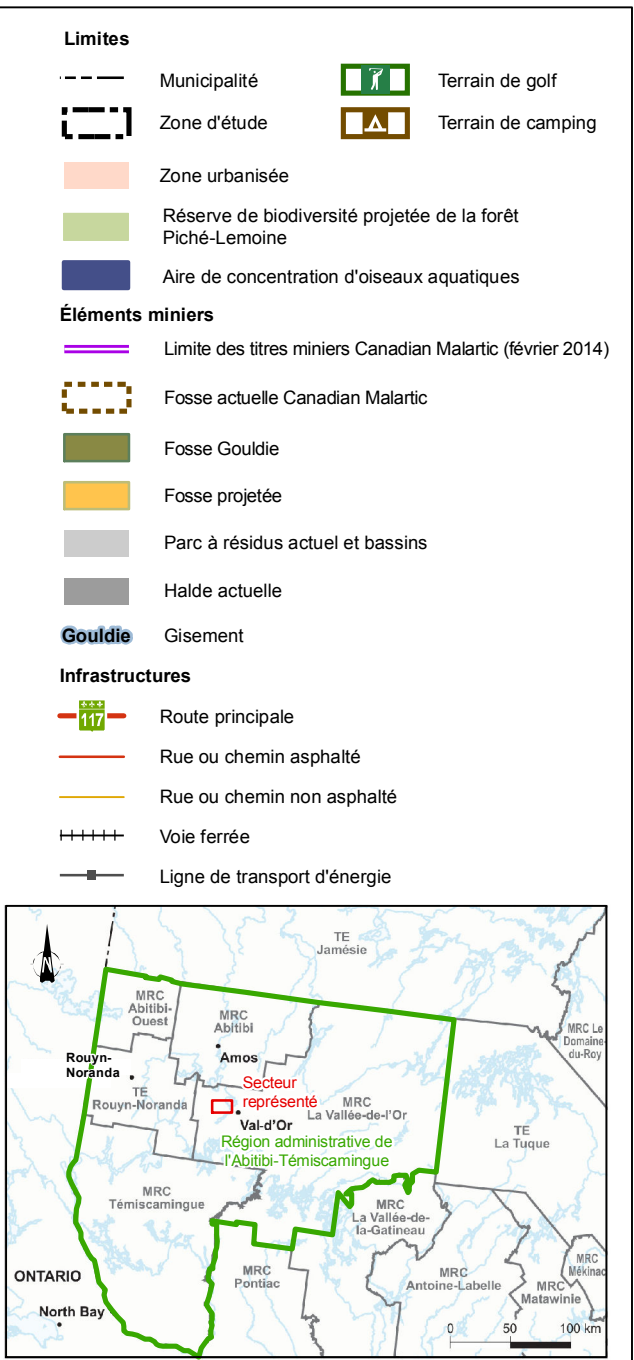
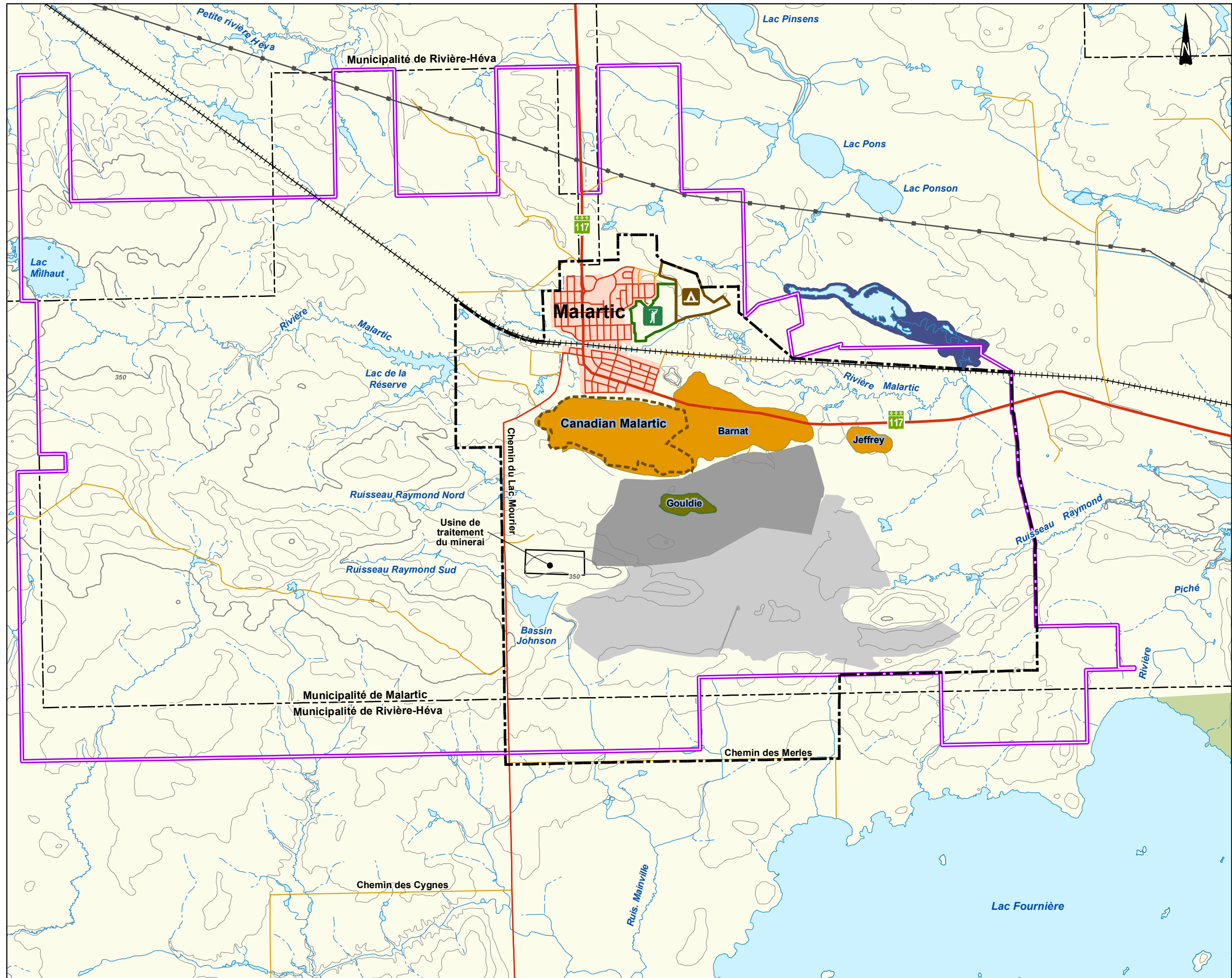
8. RÉFÉRENCES

- ATSDR (1997). Toxicological Profile for titanium tetrachloride. U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. pp. 109 pages + annexes. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp101.pdf>.
- ATSDR (2012b). Toxicological Profile for Vanadium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>.
- Environnement Canada et Santé Canada (2013). Évaluation préalable pour le Défi concernant le quartz (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14808-60-7) et la cristobalite (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14464-46-1). <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=1EB4F4EF-1>
- 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 – Modélisation de la dispersion atmosphérique. Rapport préliminaire de Genivar Société en commandite à la Corporation minière Osisko. 35 p. et annexes.
- GENIVAR (2009). Projet minier aurifère Canadian Malartic - Étude d'impact sur l'environnement - Rapport sectoriel – Modélisation de la dispersion atmosphérique – étude complémentaire. Rapport préliminaire de Genivar Société en commandite à la Corporation minière Osisko.
- GENIVAR (2011). Programme de suivi environnemental pour l'exploitation de la fosse et l'usine de traitement de minerai du complexe minier, version 2.
- Golder (2014). Programme de caractérisation Géochimique 2012-2013, mine Canadian Malartic, Malartic, Québec. Présenté à Mine Canadian Malartic. Novembre 2014. N° de référence: 046-13-1221-0020-RF-Rev 0.
- 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. Environnement Canada et Santé Canada, Gouvernement du Canada, Ottawa. pp. 72 pages. <http://bibvir1.uqac.ca/archivage/000169917.pdf>.
- INERIS (2011). Oxydes d'azote NOx. Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 58 pages.
- INSPQ (2012a). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Institut national de santé publique du Québec. 163 pages. http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf.
- INSPQ (2012b). Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. Institut national de santé publique du Québec. 43 pages. http://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1432_BilanQualiteAirQcLienSante1975-2009.pdf.
- 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. Washington, D.C., National Academy Press.
- MEF (1996). Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. 737 pages.

- Public Health England (2009). Bromine Toxicological Overview. https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/337537/Bromine_Toxicological_Overview_phe_v1.pdf.
- Santé Canada (2010). L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada. Partie I: L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, Version 2.0. Division des sites contaminés, Programme de la sécurité des milieux, Santé Canada. Septembre 2010, modifié en 2012. pp. 46 pages.
- Santé Canada (2010a). L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux. 194 pages. <http://www.santecanada.gc.ca>.
- Santé Canada et Environnement Canada (1998). Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires - Sommaire. Partie 1: Rapport d'évaluation scientifique. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs de la qualité de l'air. Rapport. 28. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/index-fra.php
- Société canadienne du cancer (2015). Statistiques canadiennes sur le cancer 2015. <http://www.cancer.ca/~media/cancer.ca/CW/cancer%20information/cancer%20101/Canadian%20cancer%20statistics/Canadian-Cancer-Statistics-2015-FR.pdf?la=fr-CA>.
- Statistique Canada (2012). Statistique Canada. 2012. Malartic, Québec (Code 0498) et Canada (Code 01) (tableau). Profil du recensement, Recensement de 2011, produit n° 98-316-XWF au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. Diffusé le 24 octobre 2012. <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2011/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F> (site consulté le 19 février 2016).
- WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project. Technical report. World Health Organization. 302 pages. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf
- WHO/Europe (2006). Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. 484 pages. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf
- WSP (2014). Modélisation de la dispersion atmosphérique Canadian Malartic GP. Projet d'extension de la mine aurifère Canadian Malartic. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. 171 pages et annexes. Décembre 2014.
- WSP (2015a). Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée est de la ville de Malartic - Étude d'Impact sur l'Environnement. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. Janvier 2015.
- WSP (2015b). Modélisation de la dispersion atmosphérique - Révision 1, Extension Canadian Malartic. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. 64 pages et annexes. Septembre 2015.
- WSP (2015c). Plan intégré des émissions atmosphériques. Annexe QC-196 de l'Étude d'impact sur l'environnement, Extension Canadian Malartic.
- WSP (2015d). Considération de déposition dans la dispersion atmosphérique. Extension Canadian Malartic. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. 19 pages et annexes. Décembre 2015.

ANNEXE A

Cartes extraites de l'ÉE



ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT
Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée Est de la ville de Malartic

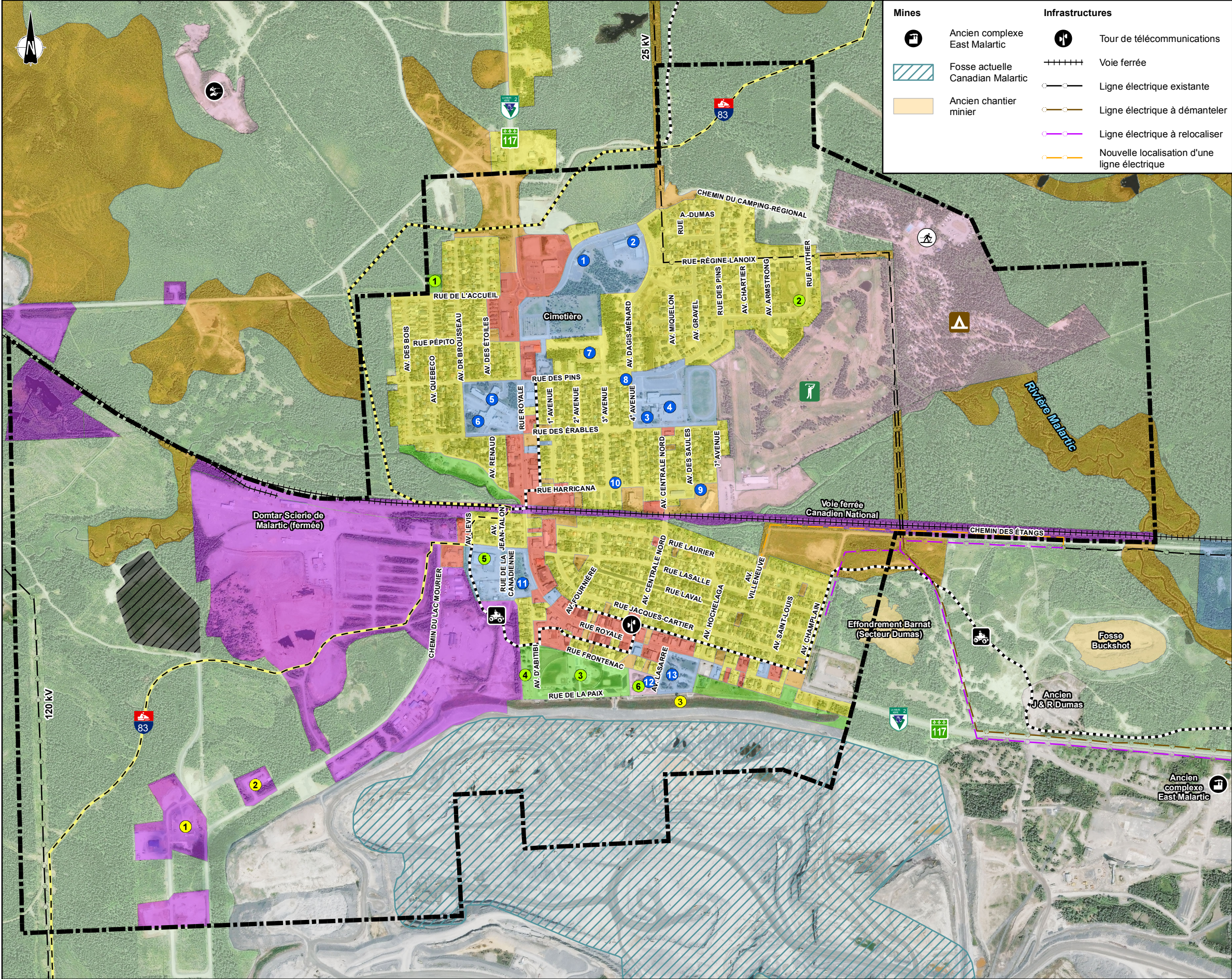
Carte 2-2
Emplacement de la propriété minière Canadian Malartic

Sources :
BDTQ, 1 : 20 000, MRNF Québec (32C04-200-0101, 32C04-200-0201, 32D01-200-0102 et 32D01-200-0202)
BNDT, 1 : 50 000, RNCAN (32C04 et 31D01)

Fichier WSP :
131_14654_00_EIC2_2_015_propriete_150203.mxd

0 0,5 1 km
MTM, fuseau 10, NAD83

03 février 2015 131-14654-00



Mines

Ancien complexe East Malartic

Fosse actuelle Canadian Malartic

Ancien chantier minier

Infrastructures

Tour de télécommunications

Voie ferrée

Ligne électrique existante

Ligne électrique à démanteler

Ligne électrique à relocaliser

Nouvelle localisation d'une ligne électrique

Périmètre d'urbanisation

Utilisation du territoire

Équipement socio-communautaire

1 - École le Trait d'Union

2 - École Les Explorateurs

3 - Centre culturel et récréatif Le Tremplin

4 - Polyvalente Le Tremplin

5 - Centre d'hébergement Saint-Martin de Malartic

6 - Hôpital psychiatrique, CSSS et CLSC

7 - H.L.M.

8 - Résidence Germain Paquette

9 - Place des Argousiers

10 - CPE Bambin et Câlîn

11 - Hôtel de Ville

12 - Bibliothèque municipale de Malartic

13 - Église

Équipement récréatif

1 - Parc Frères et Jacques

2 - Parc Stoykovich

3 - Parc du Belvédère

4 - Parc du Festival Western

5 - Centre Michel Brière

6 - Musée minéralogique de l'Abitibi-Témiscamingue

Autres

1 - Parc Industriel

2 - Écocentre

3 - Butte-écran

Utilisation du sol

Résidence

Espace récréatif

Commerce et service

Parc public

Industrie

Forêt ou friche arbustive

Service public et institution

Culture, pâturage ou friche herbacée

Dépôt de neige usée

Villégiature, loisirs et tourisme

Camping

Sentier de motoneige Trans-Québec

Terrain de golf

Sentier de motoneige et de quad

Accueil du sentier de ski de fond

Sentier de quad

Champ de tir

Route verte

ÉTUDE D'IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT

Extension de la mine aurifère Canadian Malartic et déviation de la route 117 à l'entrée Est de la ville de Malartic

Carte 6-2

Utilisation du territoire du périmètre urbain de la ville de Malartic

Sources :
Orthophoto : Digital Globe, WorldView-2 (29-07-2012), 60 cm/pixel
Fichier WSP : 131_14654_00_EIC6_2_035_UltisTerPerUrbain_150113.mxd

13 janvier 2015

0 125 250 m
NAD83, UTM, zone 17

ANNEXE B

Conditions générales et limitations de l'étude

Conditions générales et limitations de l'étude

Le rapport final ou toute autre présentation qui seront préparés dans le cadre de la présente étude (« **Rapports** ») seront pour l'usage exclusif du client à qui ils sont adressés, soit **MCM**. L'utilisation de ces Rapports, ou leur reproduction par une tierce personne ne devra se faire que suite à la réception de l'autorisation écrite de MCM, dont une copie sera acheminée à Sanexen Services Environnementaux inc. (« **Sanexen** »), ainsi que de l'autorisation écrite de Sanexen. Cette utilisation et/ou reproduction des Rapports est sujette aux présentes conditions générales et limitations. Sanexen décline toute responsabilité ou obligation associée à l'utilisation non autorisée de ces Rapports par une tierce personne; toute conséquence découlant de la décision d'une tierce personne d'utiliser ce rapport lui est strictement imputable.

Les données factuelles, les interprétations, les conclusions et recommandations contenues dans ces Rapports se rapportent uniquement au site décrit dans ces Rapports (le « **Site** ») et ne s'appliquent à aucun autre site ou lieu. Ces Rapports doivent être lus dans leur ensemble et dans le contexte de l'étude, puisque des sections pourraient être mal interprétées lorsque prises individuellement. Par ailleurs, MCM et toute personne autorisée conformément à ce qui précède, ne doivent se fier qu'aux textes des rapports portant la « *rapport final* »; Sanexen se dégage de toute responsabilité découlant de l'utilisation de tout autre texte, opinion, ébauche ou rapport préliminaire émis par Sanexen.

L'évaluation des risques toxicologiques effectuée par Sanexen, et décrite dans le ou les Rapports de l'étude, sera effectuée aux seules fins spécifiques du mandat octroyé, et ne doit en aucun cas servir à d'autres fins. La méthodologie suivie sera celle décrite aux Rapports et l'évaluation des risques sera conforme, au meilleur de notre connaissance, aux règles et pratiques professionnelles acceptées au moment de sa réalisation et dans les champs de compétence concernés.

Les rapports contiendront des renseignements obtenus de MCM et de tierces personnes. Sanexen présume que les renseignements qui lui seront fournis par MCM ou par de tierces personnes seront exacts et bien fondés. Cependant, Sanexen n'assume aucune responsabilité quant à leur justesse ou à leur fiabilité ni quant à la réticence ou non-divulgence d'une information pertinente ou à la dissimulation d'information par MCM ou par de tierces personnes. Sanexen ne peut notamment pas garantir l'exactitude des données disponibles dans les études antérieures, servant de base à l'Évaluation des risques. Le fait qu'une substance n'ait pas été évaluée n'exclut pas le fait que cette substance puisse se retrouver à des concentrations supérieures aux limites de détection ou aux critères indiqués dans les politiques, lois et règlements en vigueur, ou puisse représenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Par ailleurs, la précision des estimations obtenues et leur interprétation sont sujettes aux incertitudes inhérentes aux données toxicologiques existantes, aux modèles mathématiques et au choix des scénarios d'exposition.

Les résultats dont feront état les Rapports ont été obtenus à partir des données et renseignements disponibles au moment où l'étude a été réalisée. Sanexen ne pourra être tenue responsable de dommages résultant de conditions cachées ou imprévisibles ou de changements survenus après la date où l'information a été recueillie par Sanexen. De plus, Sanexen n'assumera aucune responsabilité quant à l'utilisation de ces rapports à des fins autres que celles pour lesquelles ils ont été rédigés, à la valeur réelle ou perçue du site ni à l'échec d'une transaction en raison du contenu de ce rapport. Sanexen n'a aucun intérêt dans le Site faisant l'objet du présent rapport.

À moins d'avis contraire, les résultats, l'interprétation des données, les commentaires, les recommandations et les conclusions contenus dans ces rapports sont basés, au mieux de notre connaissance, sur les politiques, lois et règlements en vigueur au moment de la rédaction des rapports et applicables spécifiquement au site, ainsi que sur des opinions professionnelles exprimées spécifiquement dans le contexte du mandat octroyé par MCM. Si ces politiques, lois ou règlements sont modifiés ou différents de ceux présumés, Sanexen devra en être informée par MCM afin de réviser, s'il y a lieu, le contenu interprétatif des rapports. Lorsqu'aucune politique, aucune loi ni aucun règlement n'est disponible pour permettre l'interprétation des données, les commentaires, recommandations et conclusions exprimés aux rapports seront fondés, au meilleur de notre connaissance, sur les règles et pratiques professionnelles acceptées dans les champs de compétence concernés.

Toute opinion exprimée et toute référence aux politiques, lois et règlements qui seraient exprimées dans le texte de ces rapports sont purement techniques et sont fournies à titre indicatif. Ces opinions et références ne doivent aucunement être considérées comme un conseil juridique ou un avis juridique.

ANNEXE C

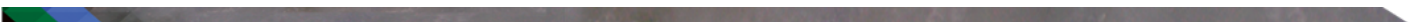


Illustration graphique des données de suivi de la qualité de l'air (2007 et 2012-2015)

LISTE DES FIGURES

FIGURE C-1	Concentrations horaires de NO ₂ mesurées dans l'air à Malartic (station Nord) de juin 2012 à fin décembre 2015	3
FIGURE C-2	Concentrations horaires de NO ₂ mesurées dans l'air à Malartic (station Sud) de juin 2012 à fin décembre 2015	3
FIGURE C-3	Concentrations journalières de PST mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015	4
FIGURE C-4	Concentrations journalières de PST mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	5
FIGURE C-5	Concentrations journalières de PST mesurées en continu dans l'air à Malartic (stations Sud et Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015	6
FIGURE C-6	Concentrations journalières de PM _{2.5} mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015	7
FIGURE C-7	Concentrations journalières PM _{2.5} mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	8
FIGURE C-8	Concentrations journalières de PM _{2.5} mesurées en continu dans l'air à Malartic (stations Sud et Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015	9
FIGURE C-9	Concentrations de PST mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	10
FIGURE C-10	Concentrations d'arsenic mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	10
FIGURE C-11	Concentrations de béryllium mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	11
FIGURE C-12	Concentrations de cadmium mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	11
FIGURE C-13	Concentrations de chrome mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	12
FIGURE C-14	Concentrations de cuivre mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	12
FIGURE C-15	Concentrations de nickel mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	13
FIGURE C-16	Concentrations de plomb mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	13
FIGURE C-17	Concentrations de vanadium mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	14
FIGURE C-18	Concentrations de zinc mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007	14
FIGURE C-19	Concentrations de PST mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud, Hi-Vol) de mars 2012 à fin décembre 2015	15
FIGURE C-20	Concentrations d'arsenic mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	15
FIGURE C-21	Concentrations de béryllium mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	16
FIGURE C-22	Concentrations de cadmium mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	16
FIGURE C-23	Concentrations de chrome mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	17

FIGURE C-24	Concentrations de cuivre mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	17
FIGURE C-25	Concentrations de nickel mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	18
FIGURE C-26	Concentrations de plomb mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	18
FIGURE C-27	Concentrations de vanadium mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	19
FIGURE C-28	Concentrations de zinc mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	19
FIGURE C-29	Concentrations de silice cristalline mesurées dans l'air à Malartic (station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015	20
FIGURE C-30	Concentrations de particules (PM ₄ et/ou PM ₁₀) dans l'air ambiant à Malartic (station Sud, de mars 2012 à fin décembre 2015) dans lesquelles la silice cristalline a été mesurée	20

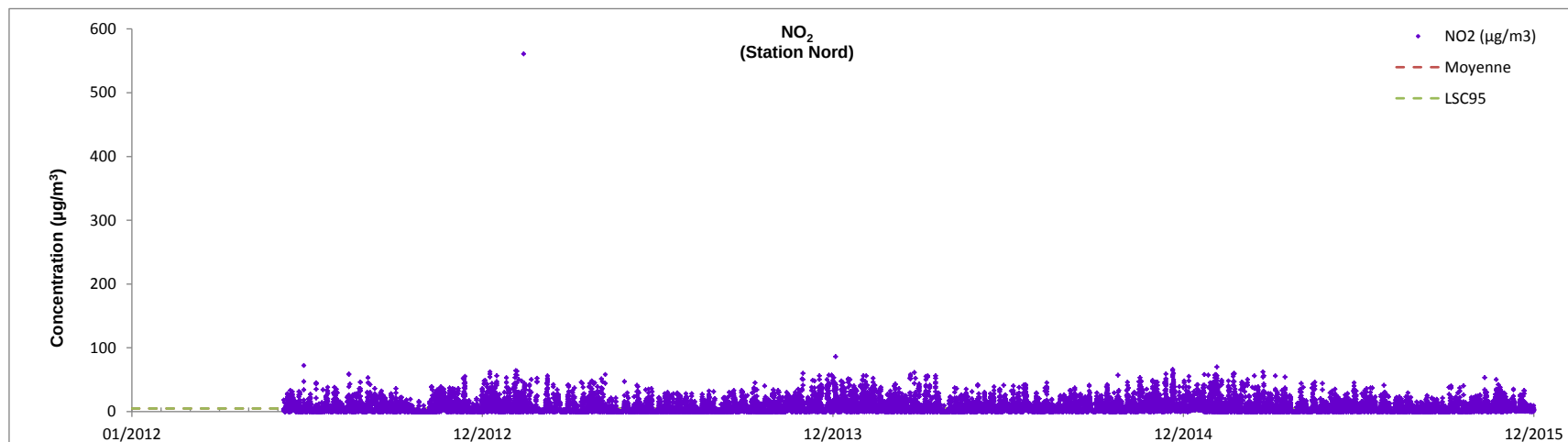


FIGURE C-1 Concentrations horaires de NO₂ mesurées dans l'air à Malartic (station Nord) de juin 2012 à fin décembre 2015

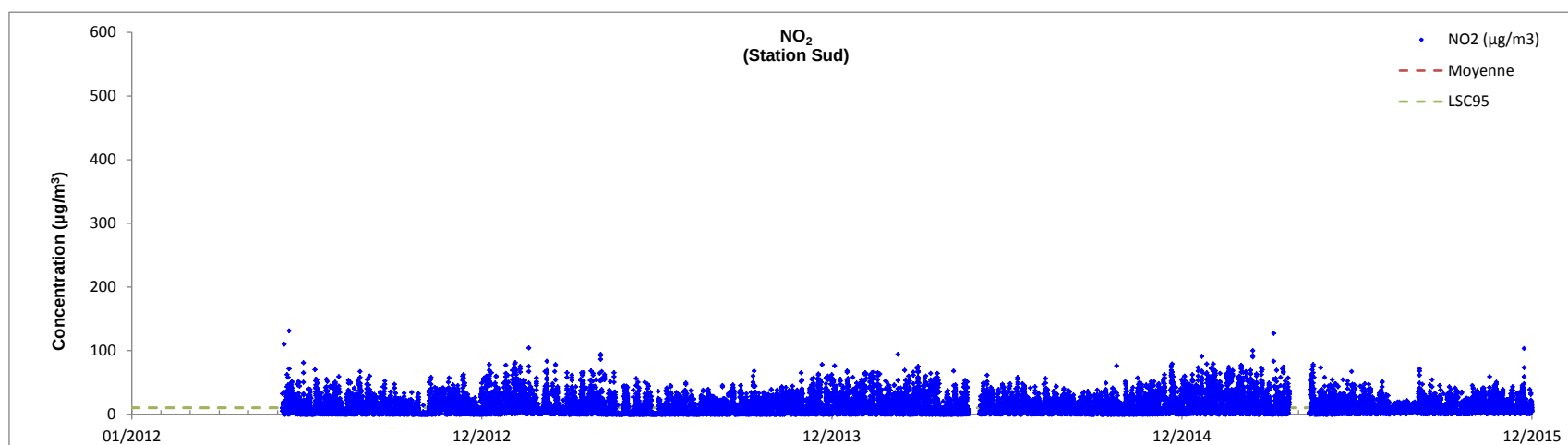


FIGURE C-2 Concentrations horaires de NO₂ mesurées dans l'air à Malartic (station Sud) de juin 2012 à fin décembre 2015

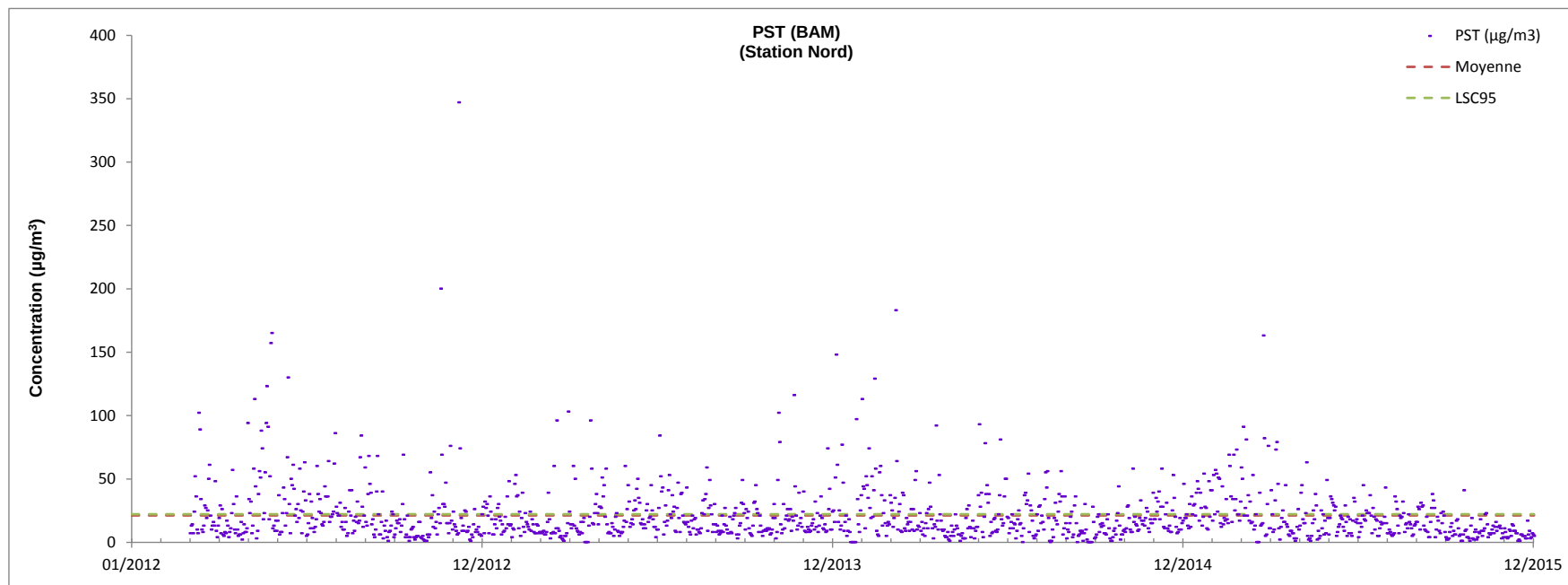


FIGURE C-3 Concentrations journalières de PST mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015

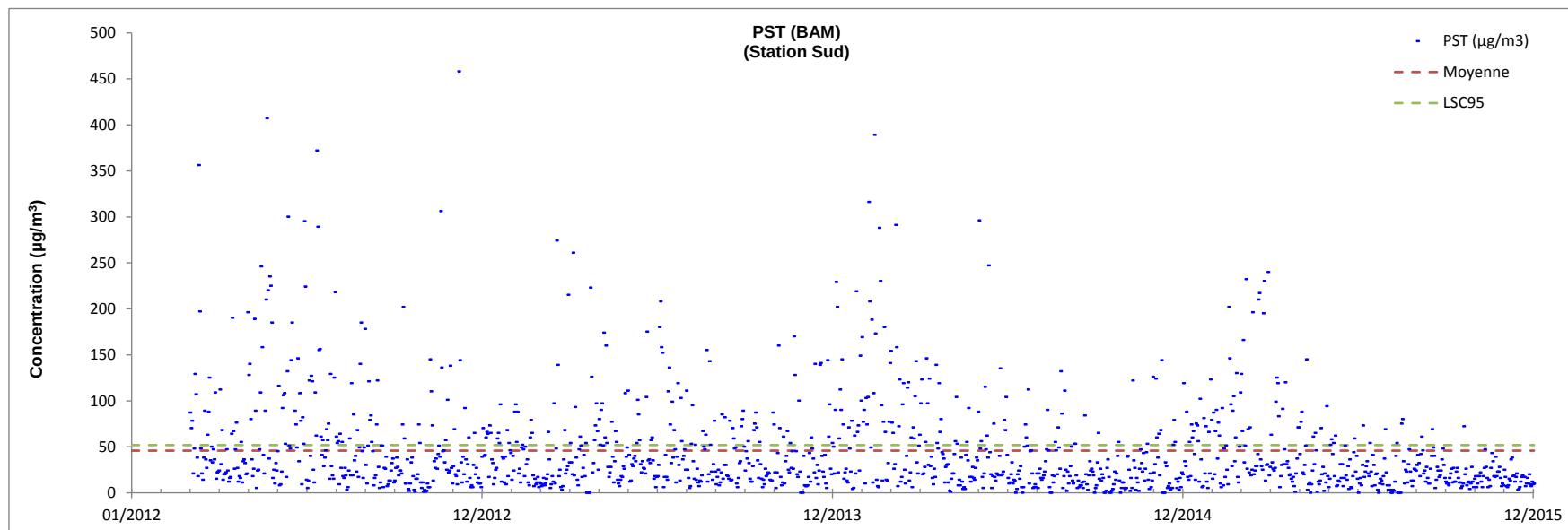


FIGURE C-4 Concentrations journalières de PST mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

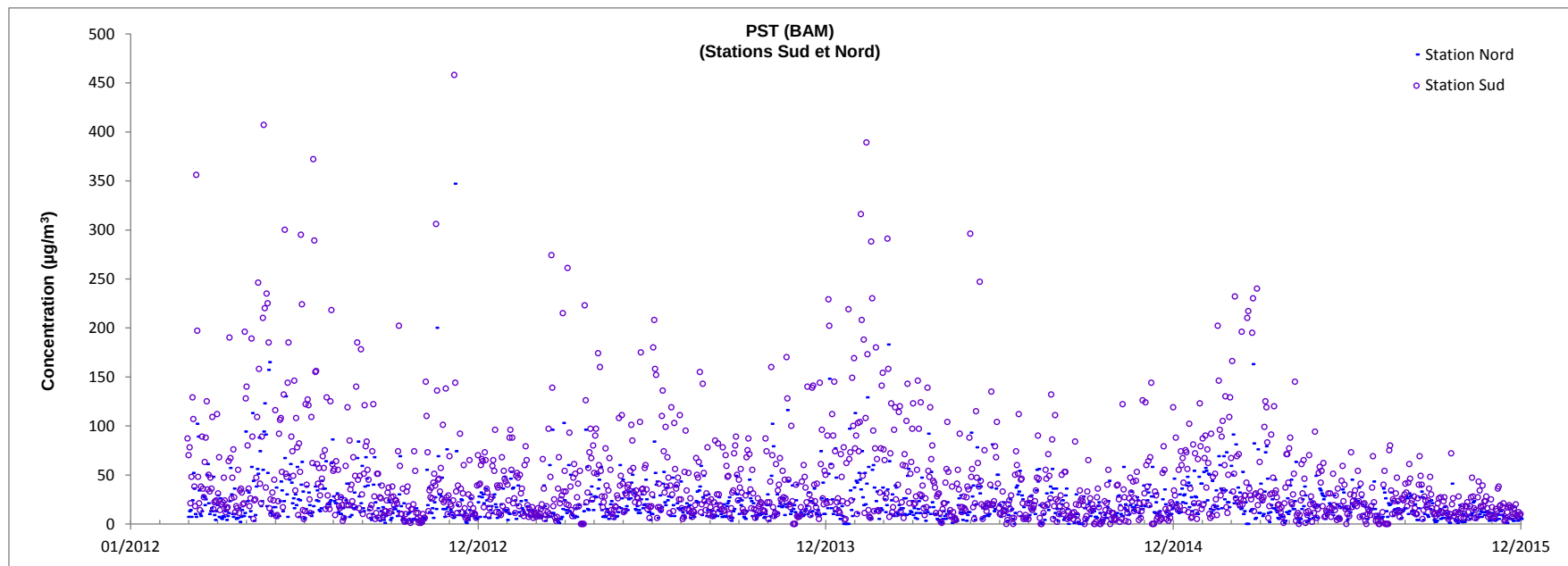


FIGURE C-5 Concentrations journalières de PST mesurées en continu dans l'air à Malartic (stations Sud et Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015

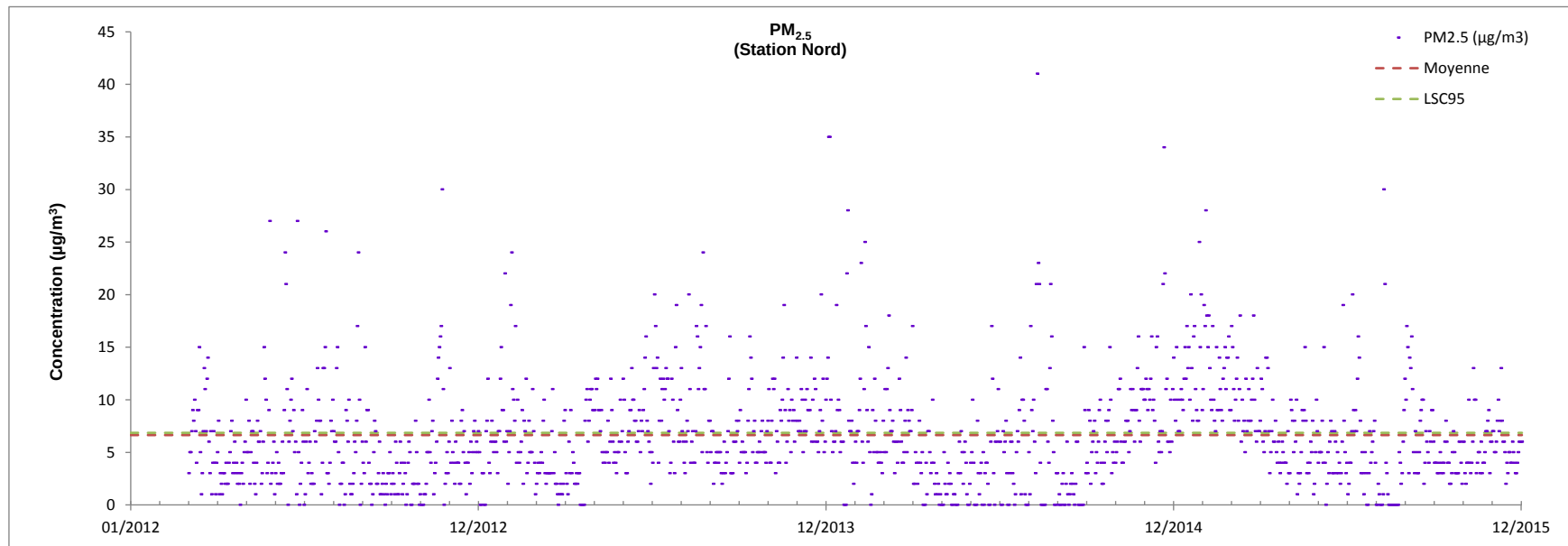


FIGURE C-6 Concentrations journalières de PM_{2.5} mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015

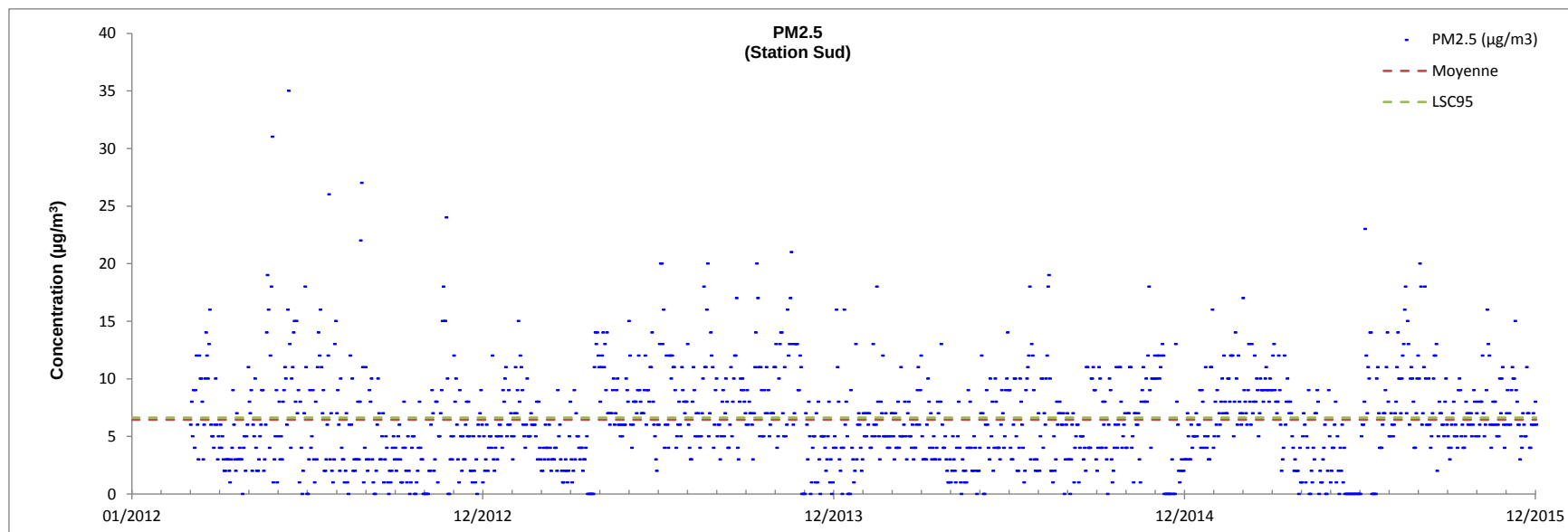


FIGURE C-7 Concentrations journalières PM_{2.5} mesurées en continu dans l'air à Malartic (station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

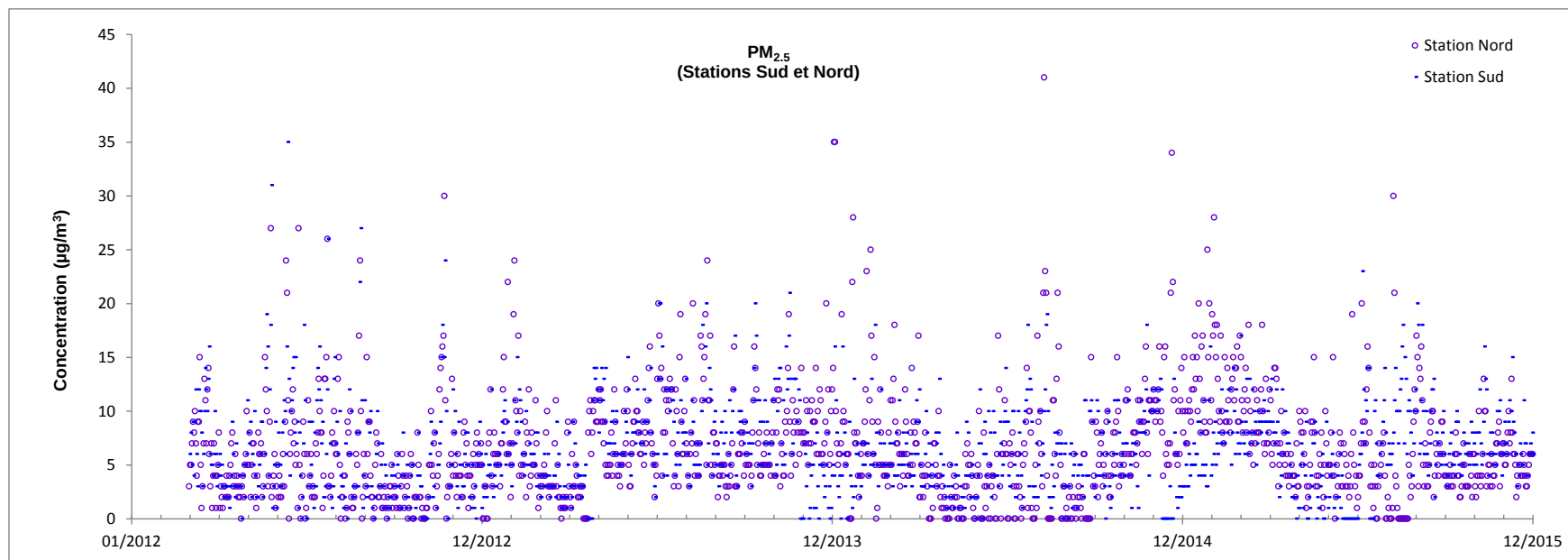


FIGURE C-8 Concentrations journalières de PM_{2.5} mesurées en continu dans l'air à Malartic (stations Sud et Nord) de mars 2012 à fin décembre 2015

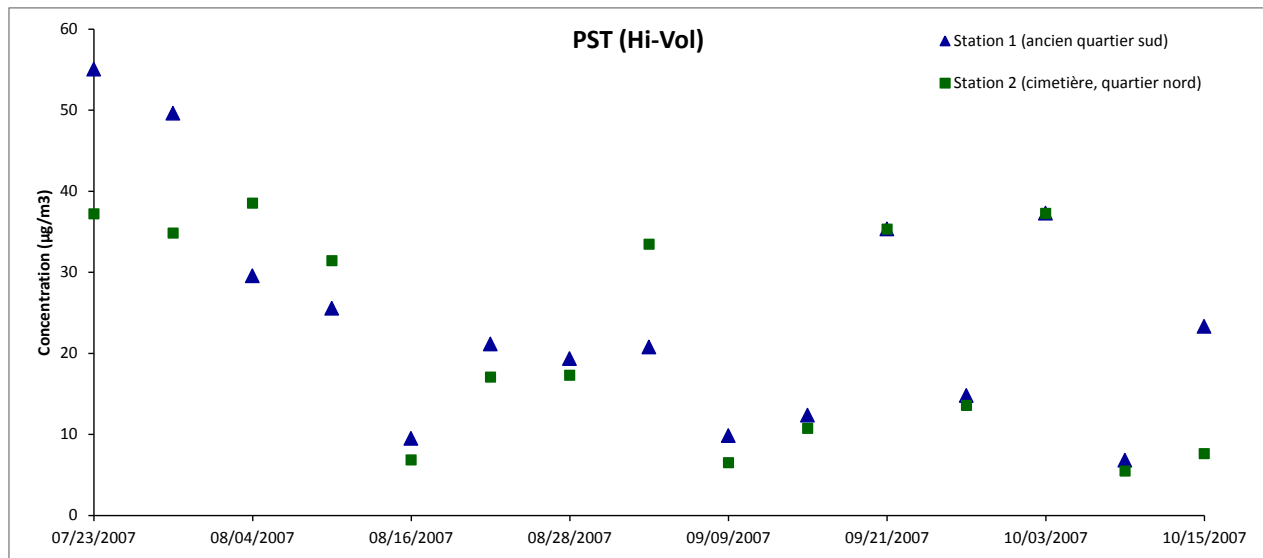


FIGURE C-9 Concentrations de PST¹ mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

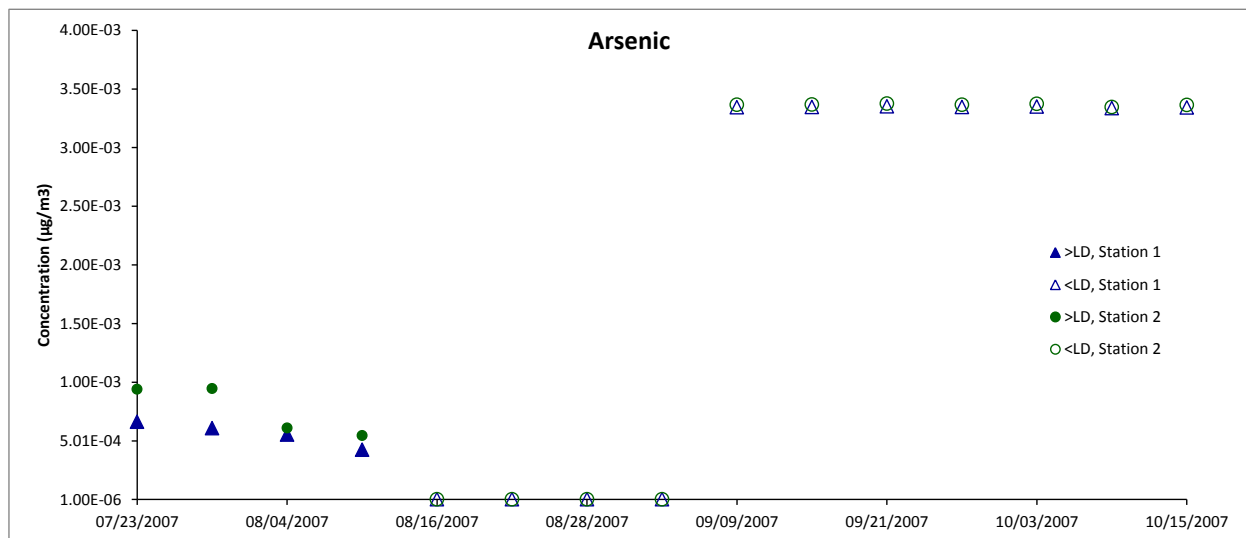


FIGURE C-10 Concentrations d'arsenic mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

1 Échantillonnage Hi-Vol

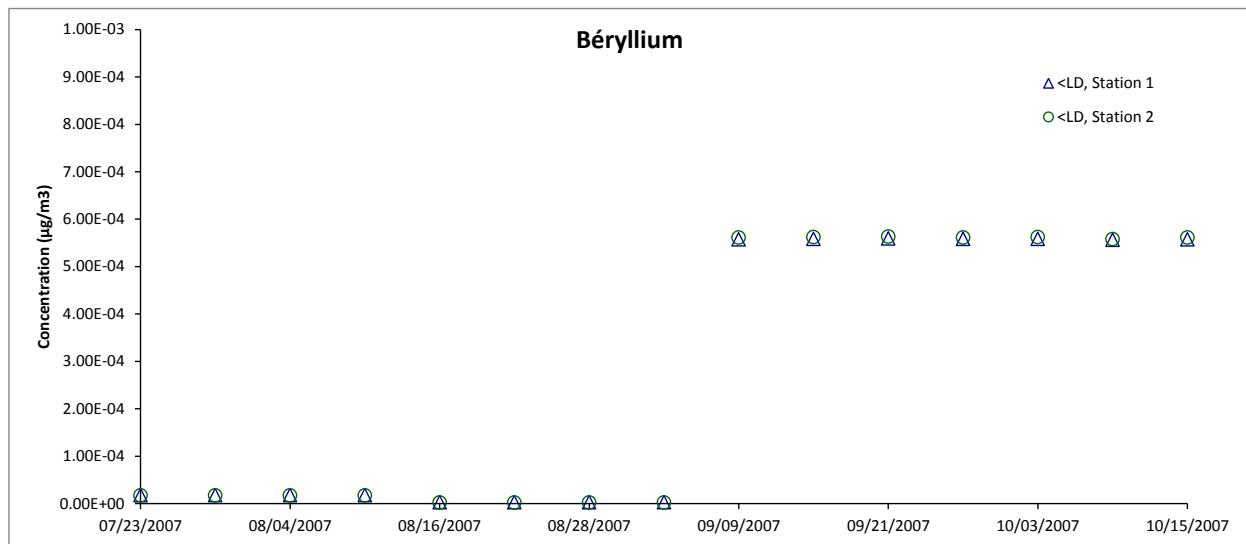


FIGURE C-11 Concentrations de béryllium mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

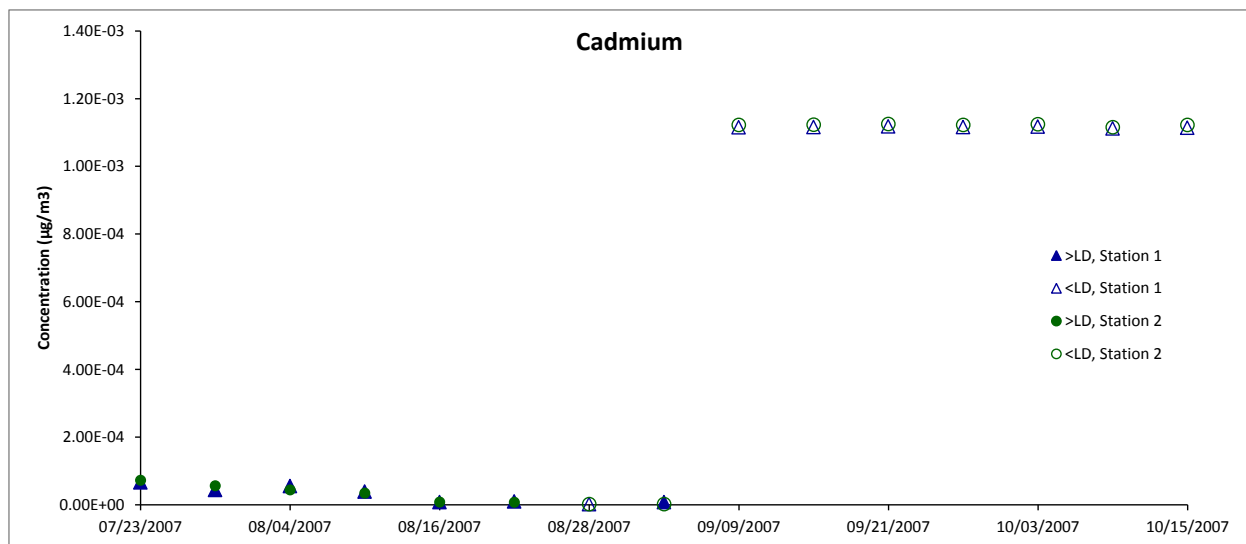


FIGURE C-12 Concentrations de cadmium mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

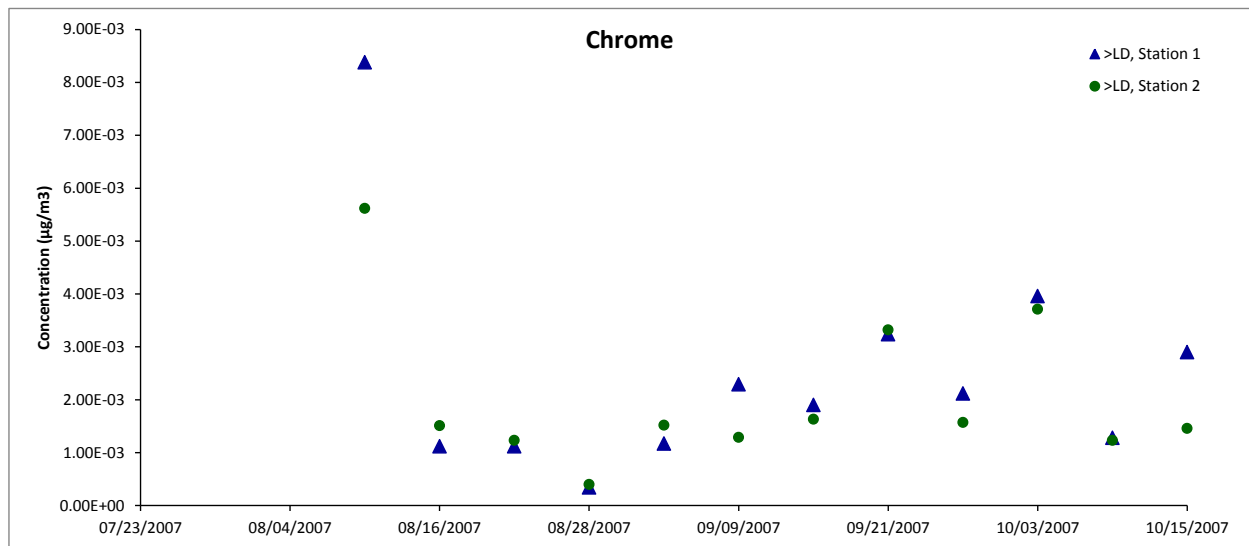


FIGURE C-13 Concentrations de chrome mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

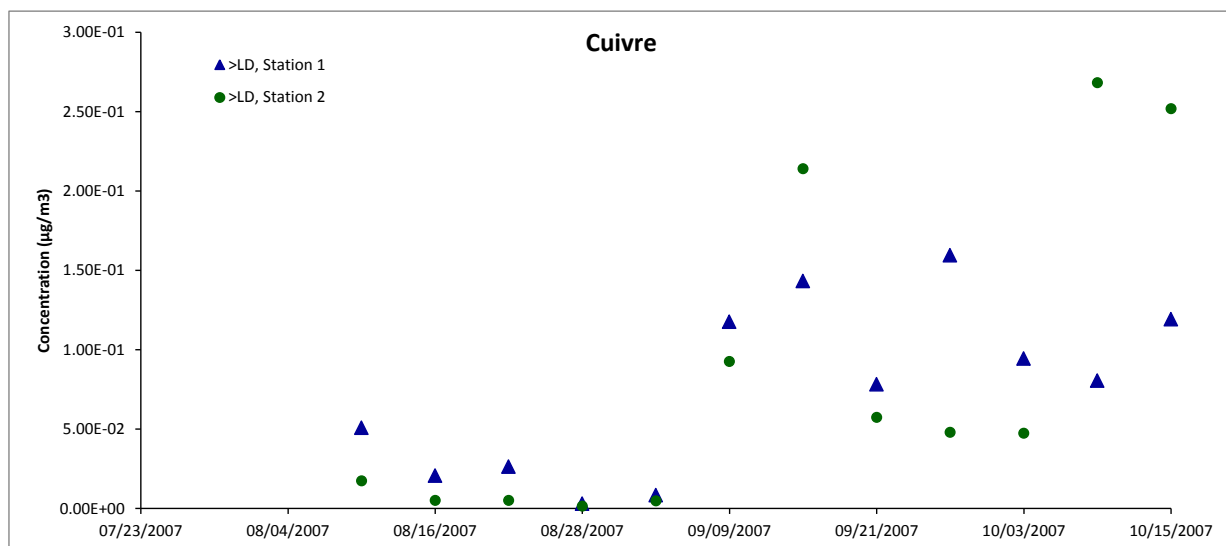


FIGURE C-14 Concentrations de cuivre mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

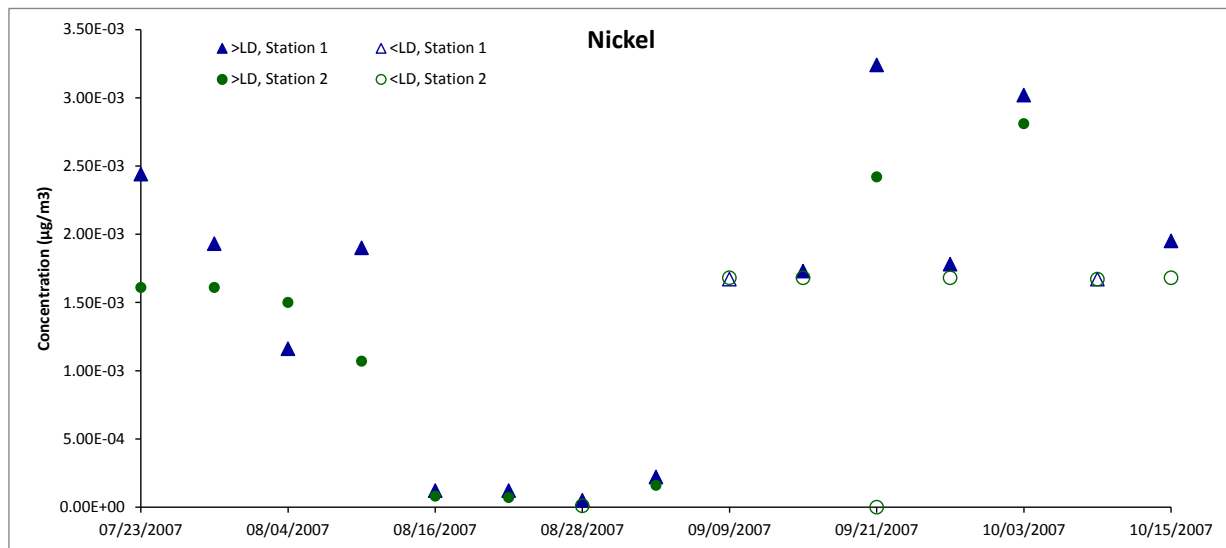


FIGURE C-15 Concentrations de nickel mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

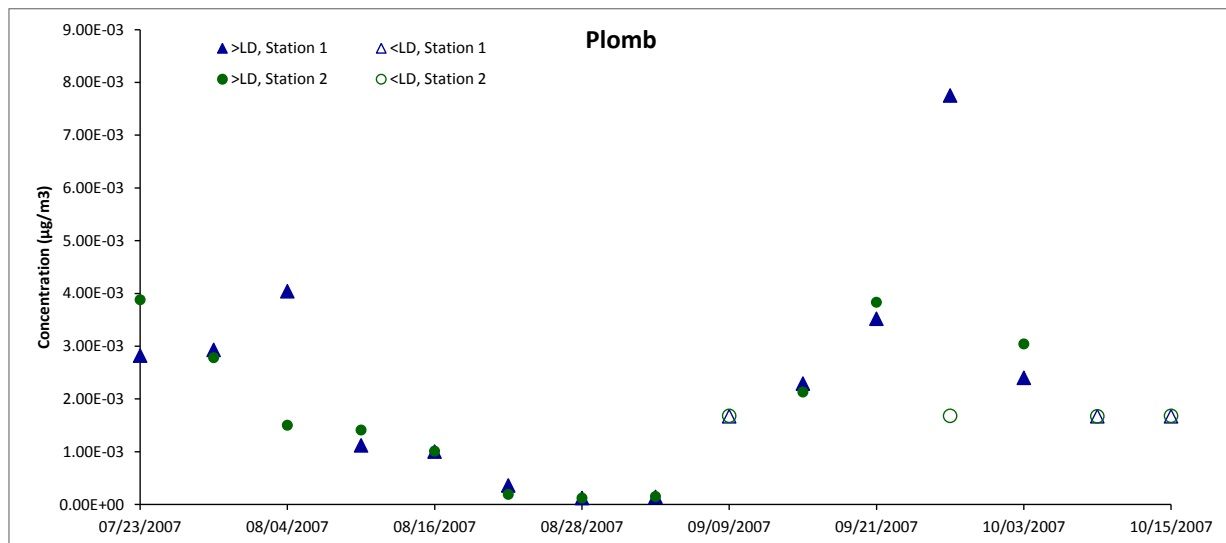


FIGURE C-16 Concentrations de plomb mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

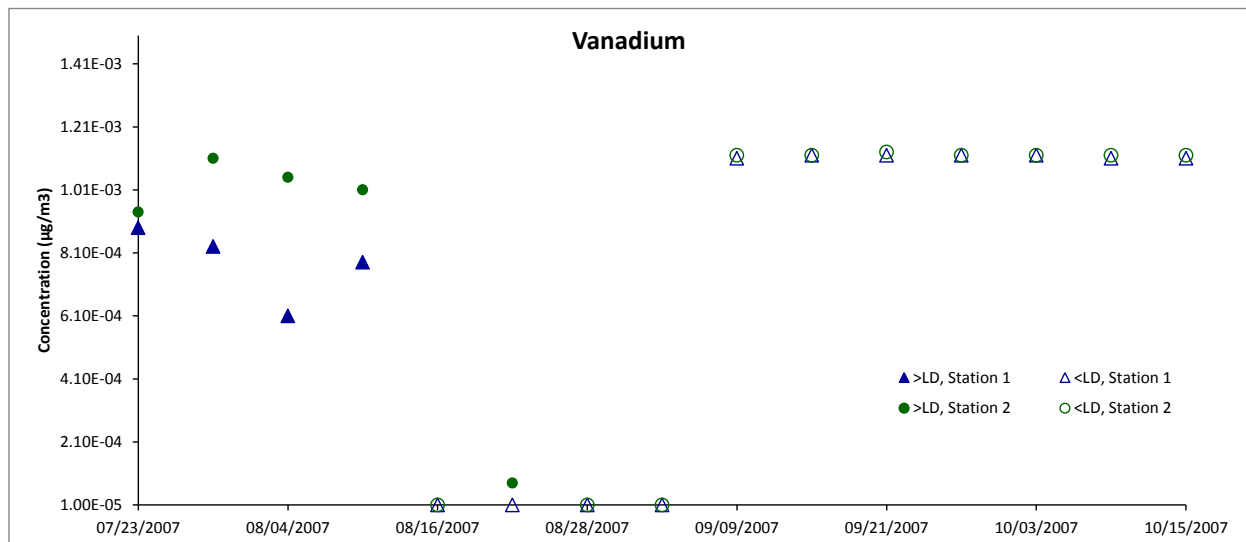


FIGURE C-17 Concentrations de vanadium mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

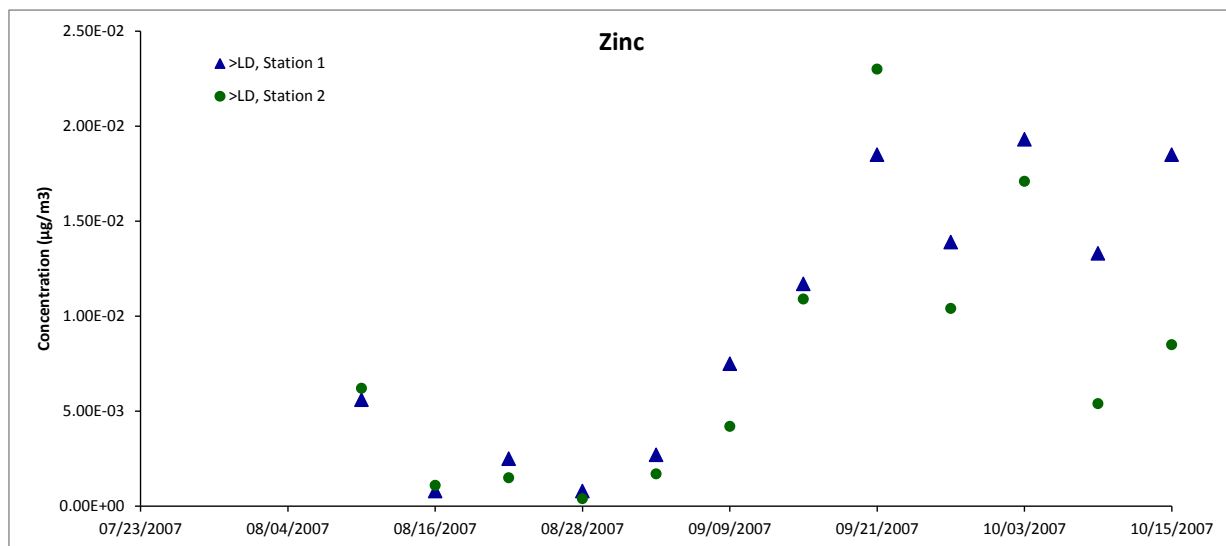


FIGURE C-18 Concentrations de zinc mesurées dans l'air à Malartic en juillet-octobre 2007

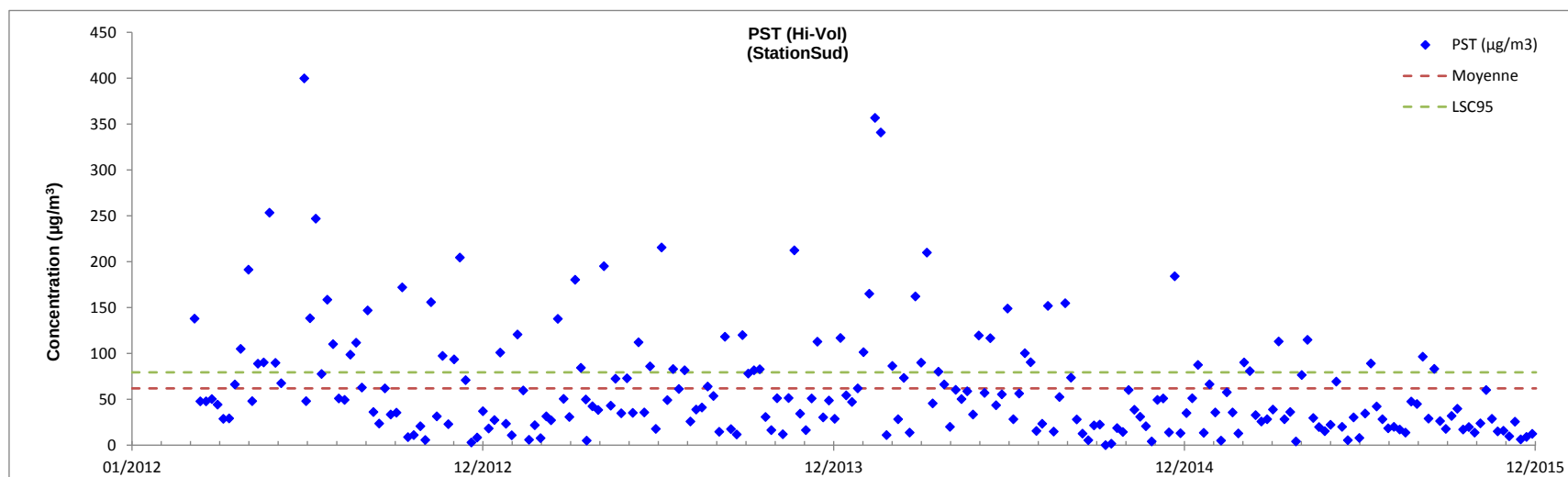


FIGURE C-19 Concentrations de PST¹ mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud, Hi-Vol) de mars 2012 à fin décembre 2015

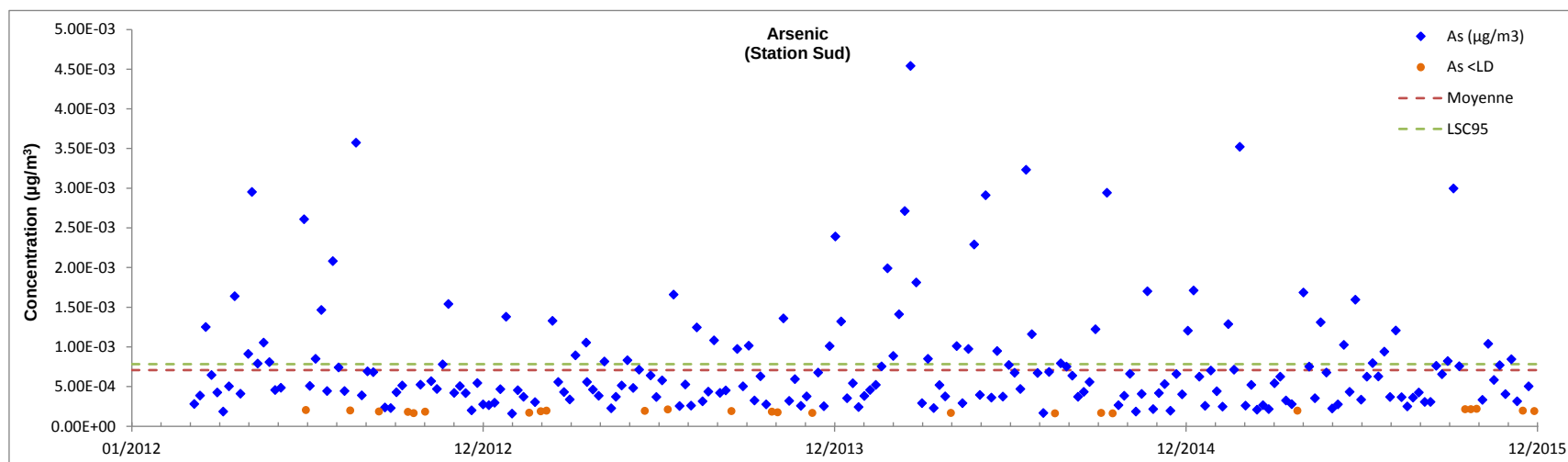


FIGURE C-20 Concentrations d'arsenic mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

1 Échantillonnage Hi-Vol

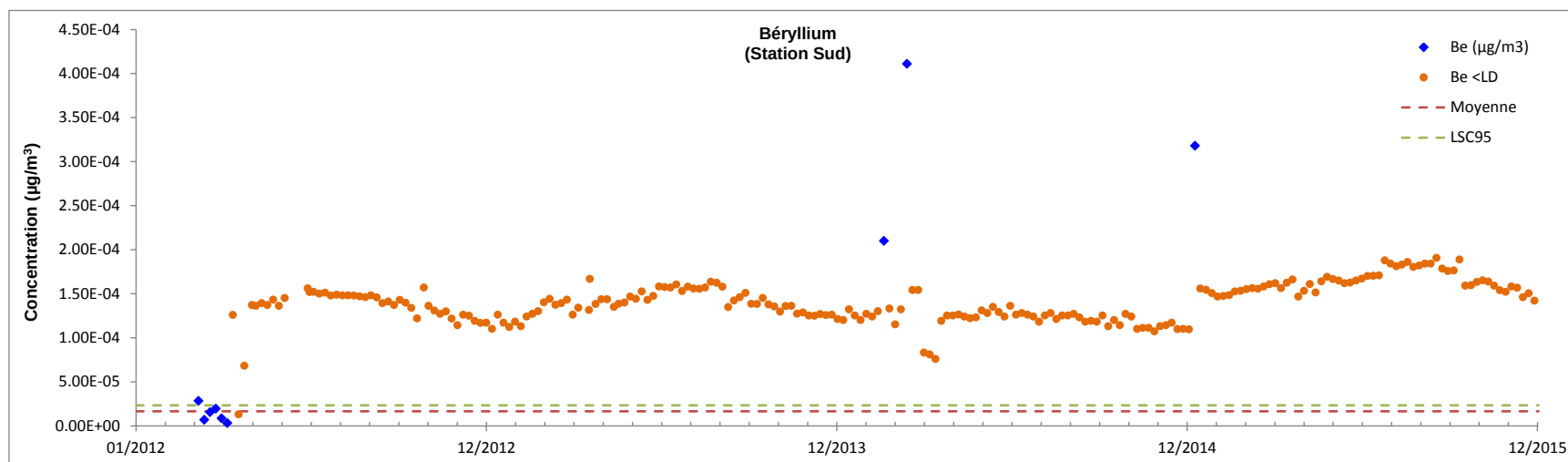


FIGURE C-21 Concentrations de béryllium mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

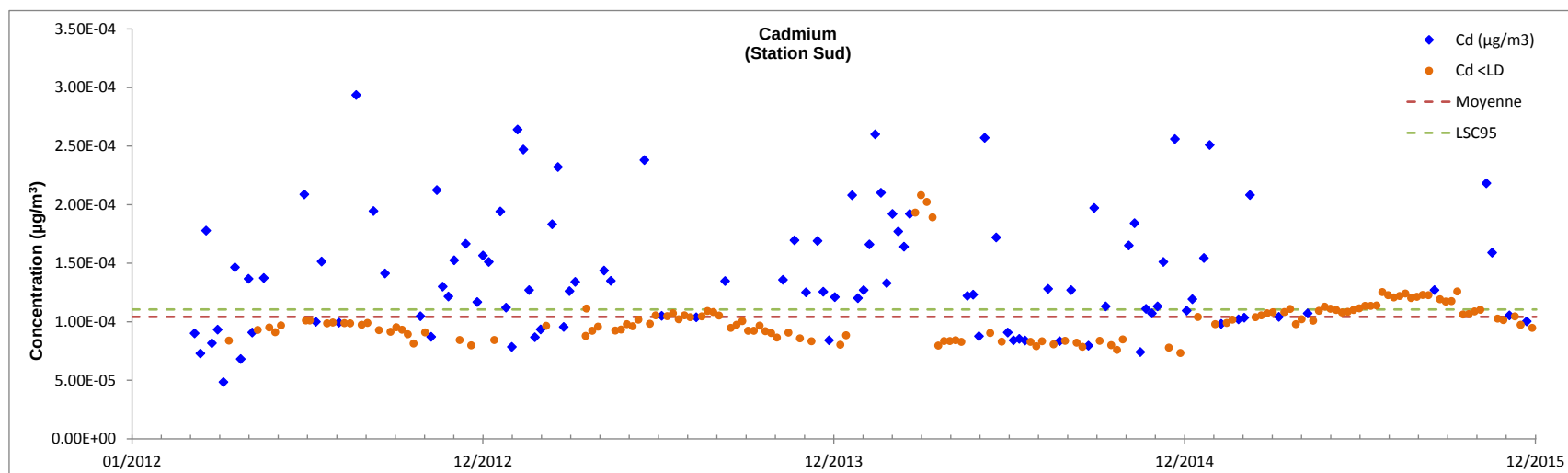


FIGURE C-22 Concentrations de cadmium mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

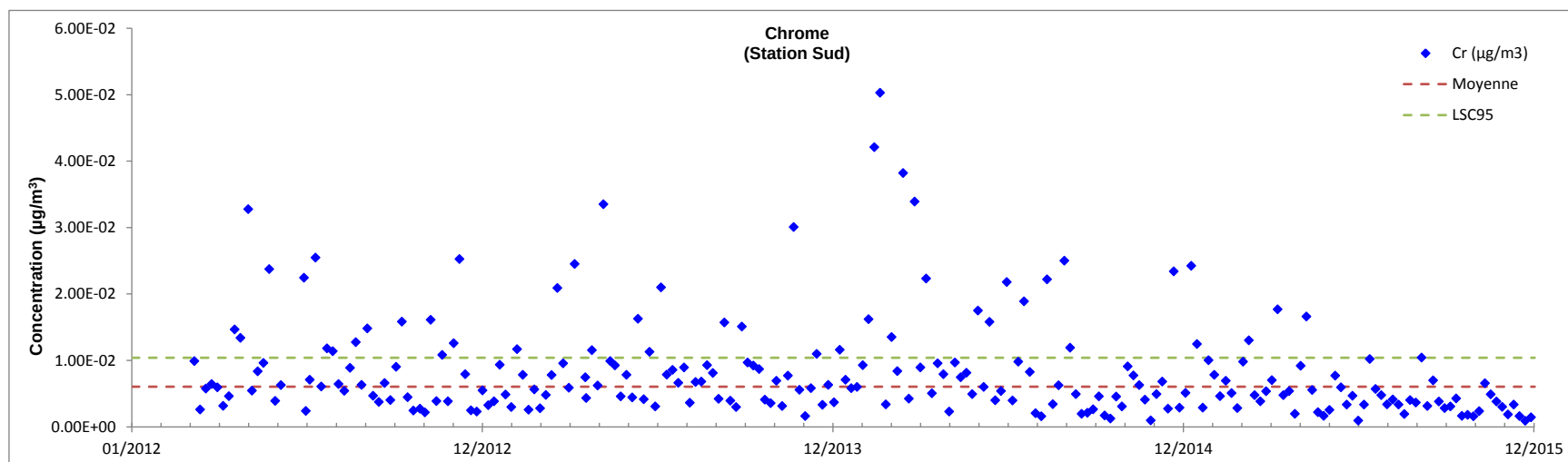


FIGURE C-23 Concentrations de chrome mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

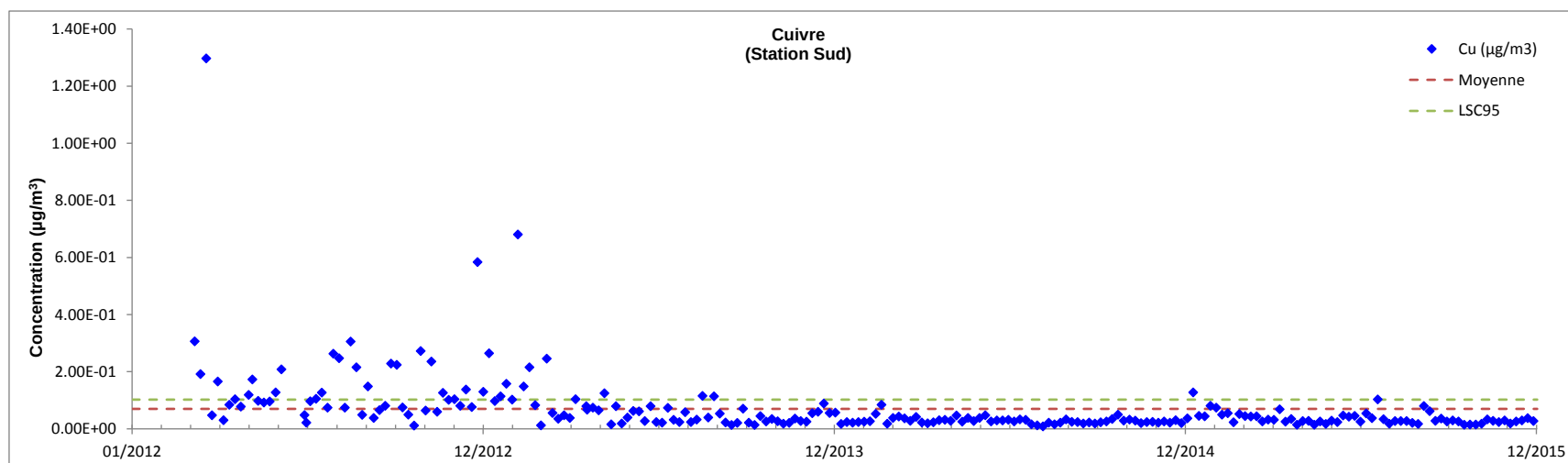


FIGURE C-24 Concentrations de cuivre mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

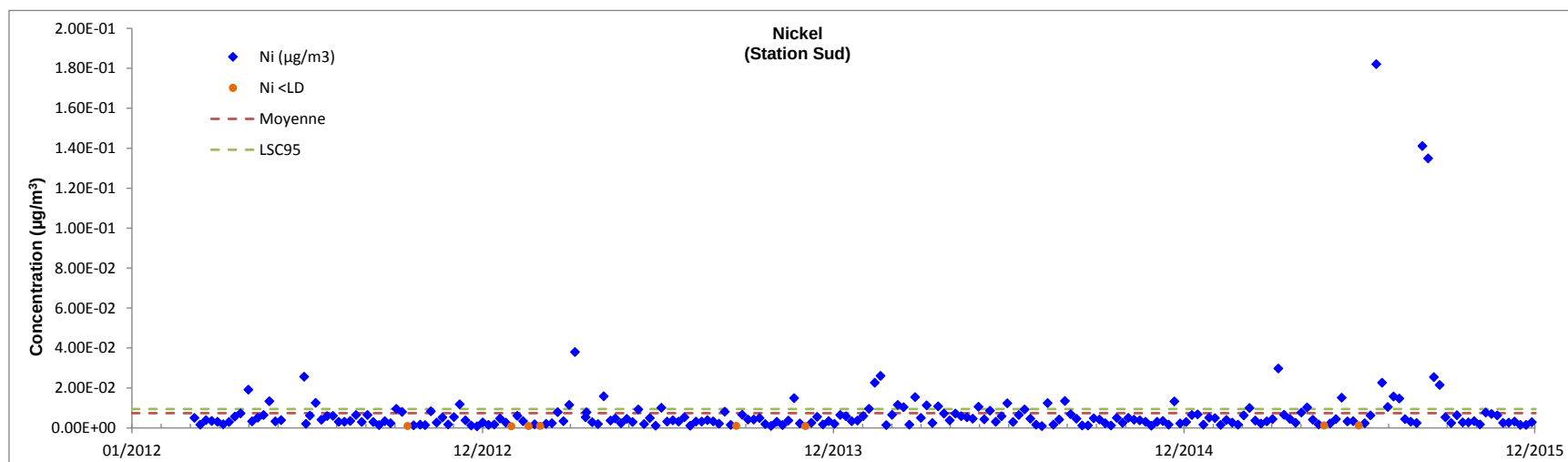


FIGURE C-25 Concentrations de nickel mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

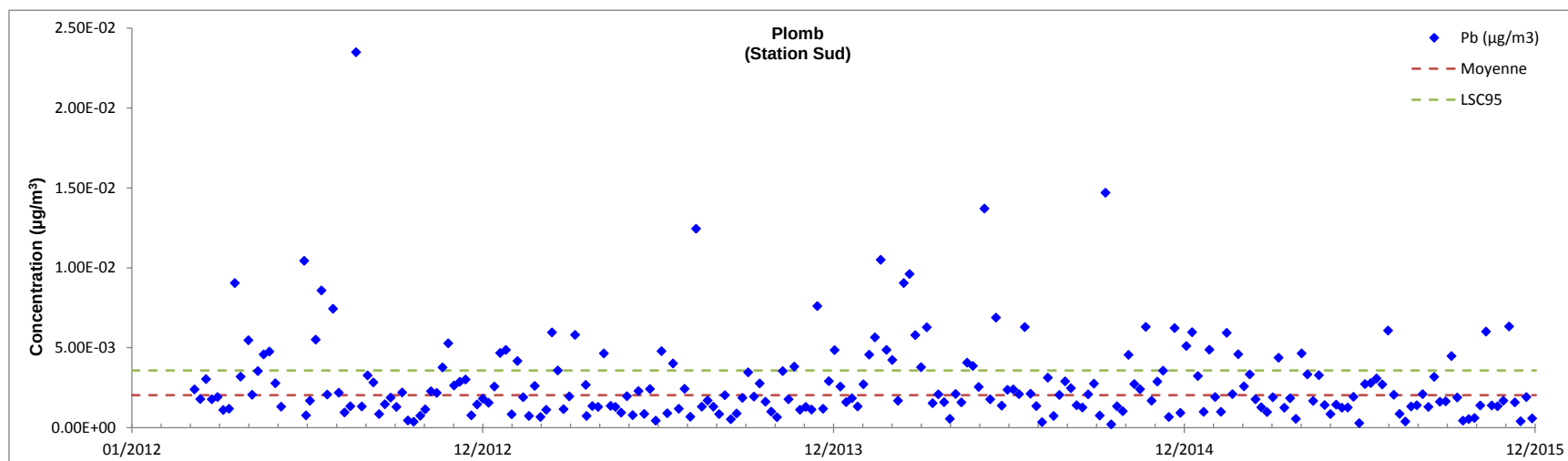


FIGURE C-26 Concentrations de plomb mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

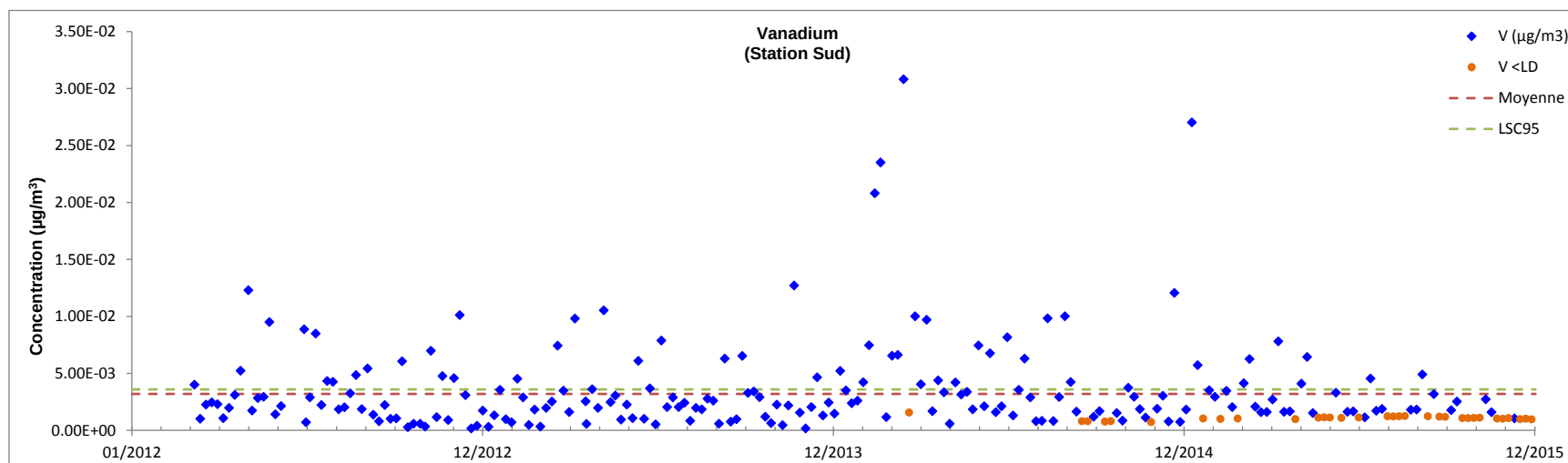


FIGURE C-27 Concentrations de vanadium mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

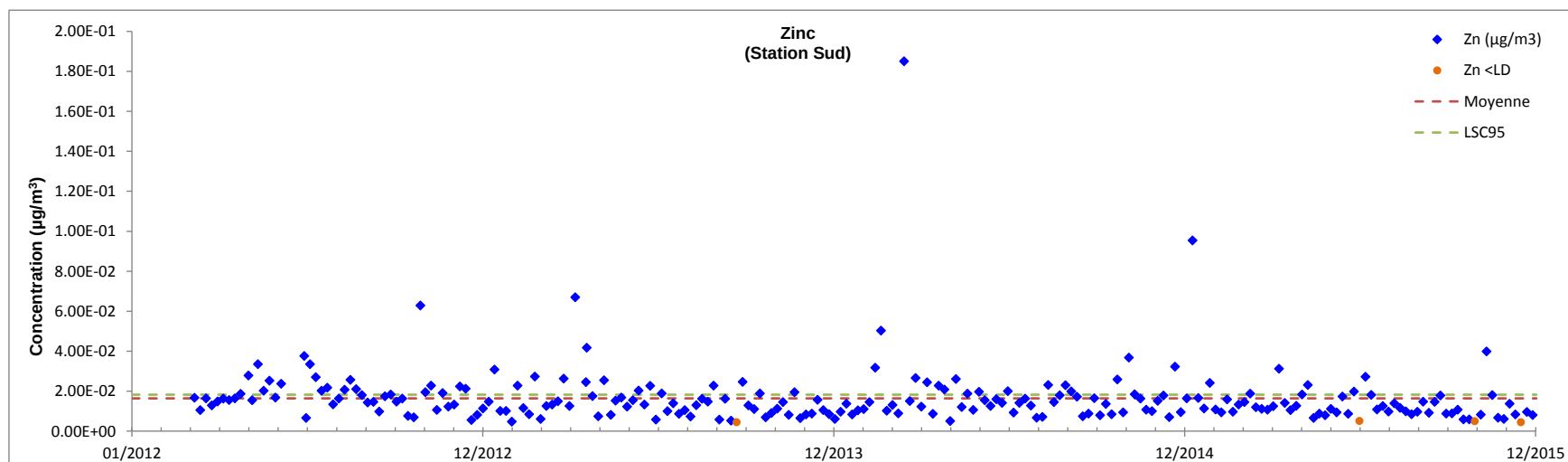


FIGURE C-28 Concentrations de zinc mesurées dans l'air à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

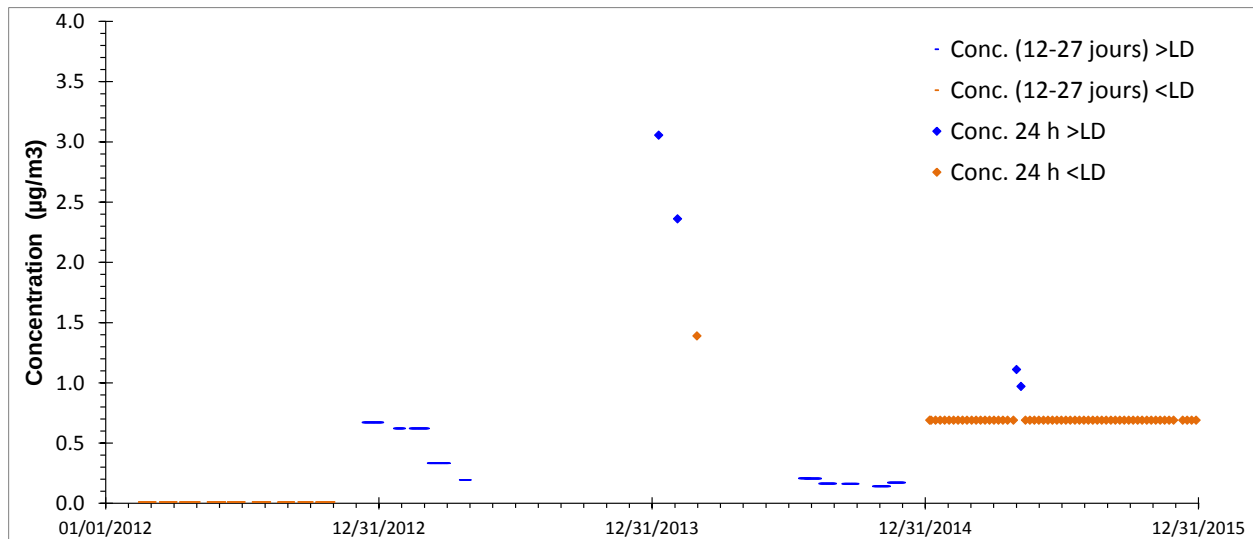


FIGURE C-29 Concentrations de silice cristalline mesurées dans l'air à Malartic (station Sud) de mars 2012 à fin décembre 2015

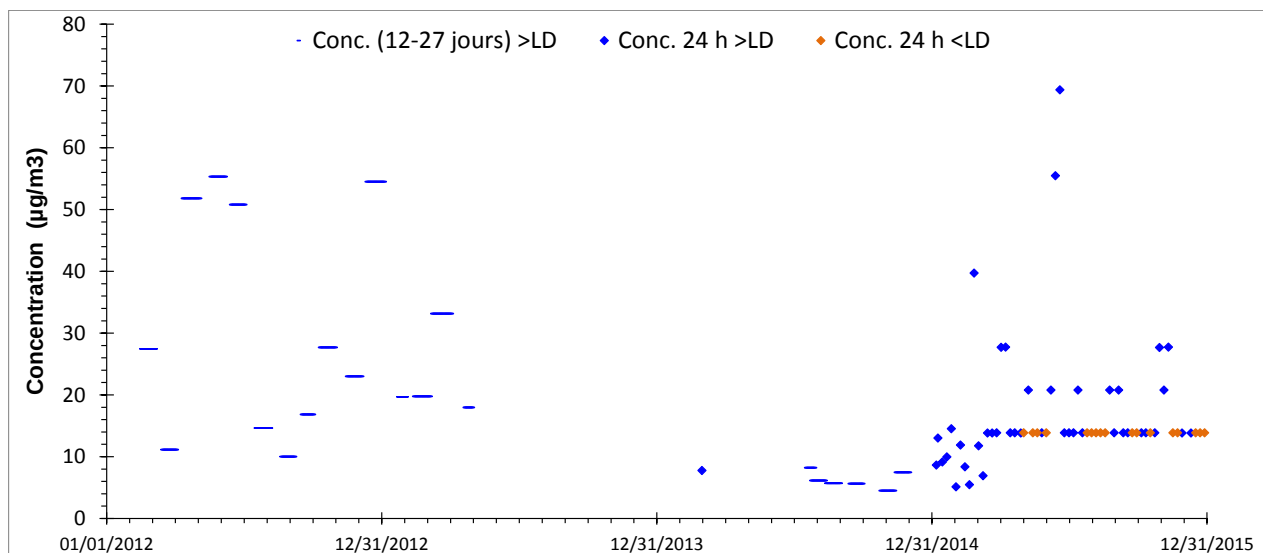
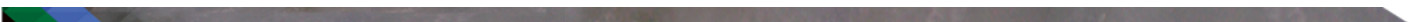


FIGURE C-30 Concentrations de particules (PM_4 et/ou PM_{10}) dans l'air ambiant à Malartic (station Sud, de mars 2012 à fin décembre 2015) dans lesquelles la silice cristalline a été mesurée

ANNEXE D



Traitement et analyse statistique des données de suivi de la qualité de l'air à Malartic

TABLE DES MATIÈRES

1.	TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNÉES	3
2.	SOMMAIRES ET ANALYSE STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS MESURÉES À MALARTIC.....	4
2.1	Particules et dioxyde d'azote dans l'air (mesurés en continu)	4
2.2	PST et métaux dans l'air (mesurés sur filtre)	4
2.2.1	Concentrations initiales mesurées en 2007	4
2.2.2	Concentrations mesurées en 2012-2015	7
2.2.3	Comparaison statistique des concentrations mesurées en 2007 et en 2012-2015.....	8
2.3	Teneurs en métaux dans les PST et dans les roches.....	8
2.4	Silice cristalline.....	12
3.	RAPPORTS DE TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNÉES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'AIR. 15	
3.1	Suivi effectué en 2007 (PST et métaux, stations 1 et 2).....	15
3.2	Suivi effectué en 2012-2015 (stations Sud et Nord)	67
3.2.1	Dioxyde d'azote et particules (paramètres mesurés en continu)	67
3.2.2	PST et métaux (paramètres mesurés sur filtre)	79
3.3	Comparaison des données (métaux) obtenues en 2007 et en 2012-2015	103
3.3.1	Représentation graphique (box plot).....	103
3.3.2	Rapport de l'analyse statistique.....	111

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU D-1	Sommaire statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PST, $\text{PM}_{2.5}$ et NO_2 mesurées en continu à Malartic (stations Sud et Nord) en 2012-2015	4
TABLEAU D-2	Sommaire statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) initiales de métaux dans l'air mesurées à Malartic (stations 1 et 2) en 2007	5
TABLEAU D-3	Sommaire statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux dans l'air mesurées à Malartic (station Sud) en 2012-2015	7
TABLEAU D-4	Comparaison des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux dans l'air mesurées à Malartic en 2007 et en 2012-2015	8
TABLEAU D-5	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{g}$) de métaux mesurées dans les PST à Malartic en 2007	10
TABLEAU D-6	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{g}$) de métaux mesurées dans les PST à Malartic en 2012-2015 (station Sud)	11
TABLEAU D-7	Concentrations ($\mu\text{g}/\text{g}$) de métaux mesurées dans les stériles/minerais exploités par MCM en 2012-2015	11
TABLEAU D-8	Sommaire des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de silice cristalline et de PM_4 (ou PM_{10}) dans l'air mesurées à Malartic (station Sud) en 2012-2015	13

1. TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNÉES

Des valeurs statistiques représentatives des concentrations mesurées ont été déterminées. Pour chaque paramètre et chaque période, ces valeurs incluent les concentrations minimale et maximale mesurées, la concentration moyenne et son écart type, ainsi qu'une estimation prudente de la concentration moyenne (LSC95¹). Pour ce faire, les données ont été importées dans le logiciel de traitement statistique ProUCL². Ce logiciel estime des LSC95 selon différentes approches statistiques (paramétriques et non paramétriques) en tenant compte des valeurs inférieures à la limite de détection (LD), le cas échéant, et il suggère les approches susceptibles de produire les LSC95 les plus représentatives en fonction de la forme et du degré d'asymétrie de chaque distribution de concentrations. La LSC95 retenue pour chaque paramètre correspond à la valeur recommandée par ProUCL.

Pour les métaux³, une analyse statistique avec le logiciel ProUCL a également été effectuée pour mettre en évidence d'éventuelles différences entre les concentrations mesurées durant l'exploitation de la mine (de mars/juin 2012 à fin 2015) et celles mesurées initialement (été 2007). Les données ont été représentées graphiquement par des « box plots ». Après examen des graphiques, un test de comparaison non paramétrique (test de Gehan) a permis de confirmer la signification statistique des différences observées.

Les sommaires statistiques des données sont présentés à la section 2 et les rapports de traitement et analyse statistiques sont fournis à la section 3.

1 Limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne. La LSC95 tient compte de l'incertitude associée à la moyenne, laquelle dépend du nombre et de la variabilité des concentrations mesurées.

2 U.S EPA. *Statistical Software ProUCL 5.0.00 for Environmental Applications for Data Sets with and without Nondetect Observations*. <http://www.epa.gov/osp/hstl/tsc/software.htm>

3 Les données brutes acquises en 2007 pour les PM_{2.5} et le NO₂ n'étaient pas disponibles en format électronique

2. SOMMAIRES ET ANALYSE STATISTIQUES DES CONCENTRATIONS MESURÉES À MALARTIC

2.1 Particules et dioxyde d'azote dans l'air (mesurés en continu)

TABEAU D-1

Sommaire statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PST, $\text{PM}_{2.5}$ et NO_2 mesurées en continu à Malartic (stations Sud et Nord) en 2012-2015

	N Total	% < LD	Maximum	Moyenne	Écart type	LSC95
Station Sud						
NO_2	30 247	20%	131	10,05	12,68	10,37
$\text{PM}_{2.5}^a$	1 401	6,1%	35	6,45	4,13	6,64
PST	1 399	2,1%	458	45,71	53,16	51,91
Station Nord						
NO_2	31 037	40%	561	4,69	8,83	4,91
$\text{PM}_{2.5}^a$	1 401	7,1%	41	6,65	4,95	6,87
PST	1 401	1.5%	347	21,17	22,56	22,23

Légende : N Total = nombre total de concentrations mesurées, % < LD = nombre de valeurs avec concentration inférieure à la limite de détection ou rapportées comme étant égales à zéro, Maximum = concentration maximale mesurée sur 24 h (PST, $\text{PM}_{2.5}$) ou sur 1 h (NO_2), Moyenne = moyenne arithmétique ou basée sur les statistiques de Kaplan-Meier, LSC95 = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne. Rapport du traitement statistique disponible à la section 3.2.1

^a Certaines concentrations ont en fait été mesurées sur des durées plus courtes que 24 h. Les concentrations mesurées sur une durée de 18 h à 23 h représentent 10% (Sud) et 6% (Nord) des résultats, et celles mesurées sur une durée de moins de 18 h représentent 5% (Sud) et 3% (Nord) des résultats.

2.2 PST et métaux dans l'air (mesurés sur filtre)

2.2.1 Concentrations initiales mesurées en 2007

- Proportion de valeurs détectées : 5 des 9 métaux analysés ont été détectés dans la totalité (Cr, Cu, Zn) ou la majorité (>63% : Ni et Pb) des échantillons d'air ambiant analysés, et 3 métaux (As, Cd, V) ont été détectés dans moins de la moitié des échantillons (73%, 57% et 70% des concentrations < LD, respectivement). Le béryllium n'a jamais été détecté, ce qui peut, entre autres, s'expliquer par le fait que la limite de détection (LD) était élevée dans près de la moitié des échantillons (figure C-11).
- Variabilité des données : le faible nombre d'échantillons analysés (maximum 15 par station) limite les interprétations relatives à la variabilité et à la distribution des données. L'information disponible indique toutefois que les données présentaient une importante variabilité pour la plupart des paramètres analysés (excepté le Be), et que les concentrations de métaux n'étaient généralement pas distribuées normalement (asymétrie apparente due à des données très faibles ou inférieures à la LD, et/ou à des pics de concentrations élevées (valeurs aberrantes, aussi appelées *outliers*)).
- Similarité des concentrations mesurées aux stations 1 et 2 : malgré la variabilité temporelle (d'un échantillon à l'autre) importante, les concentrations mesurées aux stations 1 et 2 à une date donnée étaient généralement très similaires (voir figures C-9 à

C-18). En conséquence, les données des 2 stations ont été rassemblées pour représenter les résultats moyens en 2007 à Malartic. Cette approche, bien que critiquable¹, permet d'utiliser l'ensemble des données disponibles et pallie en partie la petite taille (n = 15) et la courte durée de l'échantillonnage (3 mois) ainsi que le pourcentage élevé de valeurs non détectées pour certains paramètres.

TABLEAU D-2

Sommaire statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) initiales de métaux dans l'air mesurées à Malartic (stations 1 et 2) en 2007

Substance	N Total (% < LD)	Min. 24 h détecté	Max. 24 h détecté	Moyenne	Écart type	LSC95
Station 1 (ancien quartier sud de la ville)						
PST	15 (0%)	6,79	55,02	24,66	14,44	31,23
Arsenic	15 (73%)	4,25E-04	6,64E-04	2,83E-04	2,87E-04	4,89E-04
Béryllium	15 (100%)	< 2,00E-03	< 5,59E-01			
Cadmium	15 (53%)	8,00E-06	6,60E-05	2,90E-05	2,33E-05	4,47E-05
Chrome ^a	12 (0%)	3,40E-04	8,38E-03	2,49E-03	2,13E-03	3,59E-03
Cuivre ^a	12 (0%)	3,10E-03	1,60E-01	7,52E-02	5,35E-02	1,03E-01
Nickel	15 (13%)	5,00E-05	3,24E-03	1,36E-03	1,07E-03	1,87E-03
Plomb	15 (20%)	1,20E-04	7,75E-03	2,01E-03	1,99E-03	2,96E-03
Vanadium	15 (73%)	6,10E-04	8,90E-04	3,94E-04	3,91E-04	6,75E-04
Zinc ^a	12 (0%)	8,00E-04	1,93E-02	9,59E-03	7,15E-03	1,33E-02
Station 2 (quartier nord de la ville)						
PST	15 (0%)	5,46	38,52	22,21	13,34	28,27
Arsenic	15 (73%)	5,45E-04	9,46E-04	3,82E-04	4,01E-04	6,70E-04
Béryllium	15 (100%)	<2,00E-03	<5,63E-01			
Cadmium	15 (60%)	7,00E-06	7,20E-05	2,81E-05	2,55E-05	4,55E-05
Chrome ^a	12 (0%)	4,00E-04	5,62E-03	2,04E-03	1,45E-03	3,86E-03
Cuivre ^a	12 (0%)	1,50E-03	2,68E-01	8,44E-02	1,01E-01	2,20E-01
Nickel	15 (40%)	7,00E-05	2,81E-03	1,01E-03	9,10E-04	1,52E-03
Plomb	15 (27%)	1,20E-04	3,88E-03	1,53E-03	1,29E-03	2,17E-03
Vanadium	15 (67%)	8,00E-05	1,11E-03	5,28E-04	5,02E-04	8,77E-04
Zinc ^a	12 (0%)	4,00E-04	2,30E-02	7,53E-03	6,95E-03	1,14E-02

¹ Cette approche entraîne une duplication de chaque échantillon prélevé à une date donnée

Substance	N Total (% < LD)	Min. 24 h détecté	Max. 24 h détecté	Moyenne	Écart type	LSC95
Stations 1 et 2						
PST	30 (0%)	5,46	55,02	23,43	13,72	27,69
Arsenic	30 (73%)	4,25E-04	9,46E-04	3,32E-04	3,52E-04	4,92E-04
Béryllium	30 (100%)	<2,00E-03	<5,63E-01			
Cadmium	30 (57%)	7,00E-06	7,20E-05	2,85E-05	2,44E-05	3,93E-05
Chrome ^a	24 (0%)	3,40E-04	8,38E-03	2,26E-03	1,79E-03	2,99E-03
Cuivre ^a	24 (0%)	1,50E-03	2,68E-01	7,98E-02	7,92E-02	1,08E-01
Nickel	30 (27%)	5,00E-05	3,24E-03	1,17E-03	1,01E-03	2,44E-03 ^b
Plomb	30 (23%)	1,20E-04	7,75E-03	1,77E-03	1,70E-03	2,32E-03
Vanadium	30 (70%)	8,00E-05	1,11E-03	4,54E-04	4,52E-04	6,57E-04
Zinc ^a	24 (0%)	4,00E-04	2,30E-02	8,56E-03	6,98E-03	1,10E-02

Source des données : GENIVAR (2008). 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.

Légende : N total = nombre total d'échantillons analysés, %<LD = pourcentage de valeurs avec concentration inférieure à la limite de détection, Moyenne = moyenne arithmétique ou basée sur les statistiques de Kaplan-Meier, LSC95 = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne. Rapport du traitement statistique disponible à la section 3.2.2

a Seules les concentrations mesurées sur filtre de quartz (n=12 par station) ont été retenues (exclusion des 3 échantillons sur autre type de filtre car concentrations importantes voire plus élevées dans le blanc que dans les échantillons)

b La valeur recommandée par ProUCL correspond à un LSC97.5

2.2.2 Concentrations mesurées en 2012-2015

- Proportion de valeurs détectées :
 - Sept métaux ont été détectés dans la totalité (Cr, Cu, Pb) ou la majorité (>89% : As, Ni, V et Zn) des échantillons d'air ambiant analysés. Pour le vanadium (figure C-27), des concentrations < LD ont été rapportées en 2014 et en 2015 seulement. Cela peut s'expliquer par le fait que, ces années-là, les LD étaient relativement élevées (LD comparables à des concentrations mesurées auparavant);
 - Pour 2 métaux (Be et Cd), les concentrations < LD représentaient une proportion importante (96% et 55%, respectivement). Pour le béryllium (figure C-21), les LD (comprises entre $1,3 \times 10^{-5}$ et $1,9 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{m}^3$) étaient plus élevées que les concentrations détectées et rapportées en mars/avril 2012.
- Variabilité dans le temps : pour le cuivre (figure C-24), les concentrations mesurées de février 2012 à février 2013 montrent une variabilité plus importante (observation de valeurs plus élevées) que celles mesurées ensuite, suggérant une diminution des concentrations de cuivre dans l'air depuis mars 2013.

TABLEAU D-3

Sommaire statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux dans l'air mesurées à Malartic (station Sud) en 2012-2015

Substance	Période	N Total (% < LD)	Min. 24 h détecté	Max. 24 h détecté	Moyenne	Écart type	LSC95
PST	2012-2015	232 (0,4%)	2	399,7	61,92	61,01	79,38
Arsenic	2012 - 2015	231 (11%)	1,57E-04	4,54E-03	7,07E-04	6,87E-04	7,82E-04
Béryllium	2012 - 2015	231 (96%)	3,08E-06	4,11E-04	1,64E-05	3,62E-05	2,33E-05
Cadmium	2012 - 2015	231 (55%)	4,84E-05	2,94E-04	1,04E-04	4,91E-05	1,10E-04
Chrome	2012 - 2015	231 (0%)	9,02E-04	5,03E-02	8,23E-03	7,54E-03	1,04E-02
Cuivre	2012-2015	231 (0%)	7,89E-03	1,30E+00	6,98E-02	1,13E-01	1,02E-01
	Fév. 2012 - Fév. 2013	58 (0%)	1,10E-02	1,30E+00	1,65E-01	1,92E-01	2,75E-01
	Mars 2013 - Déc. 2015	173 (0%)	7,89E-03	2,45E-01	3,78E-02	2,75E-02	4,70E-02
Nickel	2012-2015	231 (3,5%)	7,78E-04	1,82E-01	7,35E-03	1,77E-02	9,48E-03
Plomb	2012 - 2015	231 (0%)	2,00E-04	2,35E-02	2,80E-03	2,70E-03	3,58E-03
Vanadium	2012 - 2015	231 (14%)	1,59E-04	3,08E-02	3,19E-03	3,95E-03	3,60E-03
Zinc	2012 - 2015	231 (1,7%)	4,71E-03	1,85E-01	1,64E-02	1,51E-02	1,83E-02

Source des données : MCM (communication personnelle de Mme Kim Cournoyer, 21 janvier 2016).

Légende : N total = nombre total d'échantillons analysés, % <LD = pourcentage de valeurs avec concentration inférieure à la limite de détection, Moyenne = moyenne arithmétique ou basée sur les statistiques de Kaplan-Meier, LSC95 = limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne. Rapport du traitement statistique disponible à la section 3.2.2

2.2.3 Comparaison statistique des concentrations mesurées en 2007 et en 2012-2015

Le tableau D-4 rappelle en parallèle les valeurs statistiques représentatives des concentrations de métaux dans l'air mesurées en 2007 et en 2012-2015 ainsi que la signification statistique des différences de concentrations observées entre les deux périodes. La variabilité des données obtenues en 2007 et en 2012-2015 est aussi illustrée sous forme de *box plots*¹ à la section 3.3.

TABLEAU D-4
Comparaison des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux dans l'air
mesurées à Malartic en 2007 et en 2012-2015

Substances	Concentrations moyennes		LSC95		Comparaison statistique ^a
	2007	2012-2015	2007	2012-2015	
PST	23,4	61,9	27,7	79,4	N/A
Arsenic	3,32E-04	7,07E-04	4,92E-04	7,82E-04	NS
Béryllium		1,64E-05		2,33E-05	NS
Cadmium	2,85E-05	1,04E-04	3,93E-05	1,10E-04	NS
Chrome	2,26E-03	8,23E-03	2,99E-03	1,04E-02	$P < 0,0001$
Cuivre	7,98E-02	6,98E-02	1,08E-01	1,02E-01	NS
Nickel	1,17E-03	7,35E-03	2,44E-03	9,48E-03	$P < 0,0001$
Plomb	1,77E-03	2,80E-03	2,32E-03	3,58E-03	$P < 0,05$
Vanadium	4,54E-04	3,19E-03	6,57E-04	3,60E-03	$P < 0,0001$
Zinc	8,56E-03	1,64E-02	1,10E-02	1,83E-02	$P < 0,001$

N/A Non applicable

NS Non significatif ($p > 0,05$)

$p < x$ Significatif

^a Test non paramétrique (rapport de l'analyse statistique disponible à la section 3.3)

2.3 Teneurs en métaux dans les PST et dans les roches

Les concentrations de PST peuvent être influencées par toute activité qui émet des particules ou remet des particules en suspension dans l'air, comme par exemple une augmentation du trafic routier et/ou des activités industrielles. De ce fait, la composition des particules peut varier en fonction de leur origine.

Étant donné que les concentrations mesurées dans l'air ne permettent pas de déterminer quelles sont les sources d'émissions, un examen plus approfondi a été effectué à partir des concentrations de métaux mesurées dans les PST ($\mu\text{g}/\text{g}$ de PST) échantillonnées dans l'air de Malartic (tableaux E 5 et E-6) et des concentrations de métaux mesurées dans les roches des secteurs exploités par MCM (tableau D-7).

¹ Pour As, Be et Cd, les concentrations <LD mesurées en 2007 étaient particulièrement élevées et font perdre l'intérêt de ces représentations

Bien que la portée de la comparaison entre les 2 périodes soit limitée par le nombre de données exploitables pour chaque métal, cet examen a permis d'observer qu'en 2007, les concentrations moyennes de la plupart des métaux dans les PST paraissaient semblables aux stations 1 et 2 (excepté pour le cuivre : concentration plus faible au sud), et qu'en 2012-2015, les concentrations moyennes de certains métaux (Cd, Ni, V) dans les PST semblaient plus élevées qu'en 2007 alors que celles du Cu semblaient plus faibles.

Par ailleurs, la comparaison des concentrations moyennes (LSC95) de métaux dans les PST en 2012-2015 (tableau D-6) avec les concentrations moyennes (LSC95) de métaux dans les roches exploitées par MCM (tableau D-7) n'indique aucun profil de correspondance¹.

¹ Les concentrations moyennes de métaux dans les PST sont comparables (V, Cr) ou plus élevées (de 3,5 à 64 fois, selon le métal) que dans les roches des secteurs exploités par MCM.

TABLEAU D-5
Concentrations (µg/g) de métaux mesurées dans les PST à Malartic en 2007

Substance	Station 1 (quartier sud)						Station 2 (futur quartier nord)						Stations 1 et 2	
	N>LD ^a	Min.	Max.	Moy.	Éc.T.	LSC95	N>LD ^a	Min.	Max.	Moy.	Éc.T.	LSC95	Moy.	Éc.T.
Arsenic	4	12	19	15	3,3	17	4	16	27	21	5,6	24	18	5,5
Béryllium	0						0							
Cadmium	7	0,38	1,87	1,0	0,55	1,3	6	0,39	1,9	1,2	0,52	1,5	1,1	0,52
Chrome	12	18	328	135	85	183	12	23	224	135	69	174	135	76
Cuivre	12	159	11 989	5 178	4 889	7 944	12	88	49 082	10 379	16 024	19 445	7 778	11 887
Nickel	12	2,46	140	57	45	80	11	3,9	75	36	26	49	49	39
Plomb	13	6,36	525	108	142	180	9	4,4	199	75	62	107	92	110
Vanadium	12	16	31	21	6,7	24	12	4,6	32	24	11	30	23	9,2
Zinc	4	40	1 959	587	550	898	5	24	1 110	512	404	741	549	474

Source des données : GENIVAR (2008a)

N>LD : nombre d'échantillons avec concentration de métal et de PST supérieure à la LD, Min. : valeur minimale, Max. : valeur maximale, Moy. : moyenne arithmétique, Éc.T. : écart type, LSC95 : limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95% sur la moyenne.

a : Pour le cuivre, le chrome et le zinc, seules les concentrations mesurées sur filtre de quartz (12 échantillons par station) ont été retenues (les 3 échantillons sur autre type de filtre ont été exclus car les concentrations dans le blanc étaient significatives voire plus élevées que dans les échantillons)

TABLEAU D-6
Concentrations ($\mu\text{g/g}$) de métaux mesurées dans les PST
à Malartic en 2012-2015 (station Sud)

Substance	N>LD	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart type	LSC95
Arsenic	205	1,5	331	23	38	35
Béryllium	9	0,11	6,2	1,5	2,5	16
Cadmium	102	0,40	28	2,7	2,6	5,1
Chrome	230	44	949	172	126	186
Cuivre	230	89	70 300	2 470	6 170	4 250
Nickel	222	32	4 680	181	459	315
Plomb	230	12	701	74	94	101
Vanadium	199	10	530	55	51	61
Zinc	226	83	8 690	518	822	757

Source des données : MCM (communication personnelle de Mme Kim Cournoyer, 21 janvier 2016)

TABLEAU D-7
Concentrations ($\mu\text{g/g}$) de métaux mesurées dans les stériles/minerais
exploités par MCM en 2012-2015

Substances	Secteur Canadian Malartic			Secteurs Canadian Malartic et Goultie		
	N	Max	LSC95	N	Max	LSC95
Arsenic	130	5,9	1,67	156	5,9	1,58
Béryllium	114	1,7	0,278	128	1,7	0,27
Cadmium	130	1	0,242	156	1	0,24
Chrome	130	479	138,6	156	479	126,3
Cuivre	130	134	49,44	156	134	46,21
Nickel	130	138	63,3	156	138	59,13
Plomb	130	843	26,77	156	843	23,09
Vanadium	130	187	62,18	156	187	56,60
Zinc	130	113	61,37	156	113	58,22

Source des données : Golder (2014)

2.4 Silice cristalline

Les concentrations de silice cristalline et des particules correspondantes (PM_{4} et/ou PM_{10}) qui ont été mesurées dans l'air sont résumées au tableau D-8.

L'incertitude relative à la taille des particules (PM_{4} ou PM_{10}) dans lesquelles la silice a été analysée en 2012 et 2013 n'est pas une barrière à l'utilisation des données puisque les concentrations de silice respirable (dans les PM_{4}) correspondent à une fraction des PM_{10} (si les mesures ont été faites dans des échantillons de PM_{10} , les concentrations de silice dans l'air devraient être supérieures ou égales à celles correspondant à la fraction PM_{4} de l'échantillon). L'ensemble des données a donc été considéré.

Les périodes d'échantillonnages représentent soit des concentrations sur 24 h (64 jours échantillonnés), soit des concentrations moyennes sur plusieurs semaines (21 échantillons de 12-27 jours pour un total de 416 jours). Des résultats d'analyse de silice sont disponibles pour la majorité de ces échantillons (soit 63 échantillons de 24 h et 20 échantillons de plusieurs semaines totalisant 395 jours) (tableaux 2 et D-8). Pour illustrer adéquatement les résultats (figures C-29 et C-30), les concentrations mesurées dans des échantillons correspondant à plusieurs semaines ont été représentées sous la forme d'un trait (qui représente la durée de l'échantillonnage) alors que les concentrations ponctuelles (mesurées dans des échantillons de 24 h) sont présentées sous forme d'un symbole.

Du fait des difficultés méthodologiques rencontrées, les échantillonnages n'ont pas été faits de façon régulière et ne permettent donc pas de dresser un portrait de l'ensemble de la période 2012-2015. Par exemple, seulement 3 échantillons de 24 h ont été analysés pour la période d'une année comprise entre juin 2013 à juin 2014

De plus, la fiabilité des concentrations de silice mesurées à la station Sud en 2012 (toutes $<0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$)¹ est mise en doute car elles sont systématiquement plus faibles que les concentrations qui ont été mesurées ultérieurement (0,14 à $0,67 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sur une durée d'échantillonnage comparable. Nonobstant le fait que les données de suivi de la qualité de l'air découlent de l'ensemble des sources d'émissions (et non uniquement des émissions de la mine), il est peu vraisemblable que les concentrations de silice dans l'air aient varié de plus d'un ordre de grandeur entre 2012 (2^e année d'exploitation) et les années suivantes².

À partir de 2013, les concentrations de silice et de particules indiquent une certaine variabilité mais aucun profil en fonction du temps n'est apparent (figures C-29 et C-30);

Du fait de la proportion importante de valeurs inférieures à la limite de détection, les moyennes n'ont pas été estimées.

1 Échantillons récoltés sur 17-24 jours

2 Cet avis est fondé sur le fait que i) les concentrations de particules (dans lesquelles la silice a été mesurée, voir figure C-30) mesurées sur des échantillons de plusieurs jours en 2012 sont comparables à celles mesurées en 2013 et sont généralement plus élevées que celles mesurées en 2014, et ii) les concentrations de silice dans le gisement exploité varient relativement peu (47%-74% selon Golder 2014).

TABEAU D-8
Sommaire des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de silice cristalline et de PM_4 (ou PM_{10})
dans l'air mesurées à Malartic (station Sud) en 2012-2015

Conditions d'échantillonnage		Nb. jours avec résultat d'analyse SiO_2 (%) ^b	Concentrations mesurées			% de silice dans les particules (PM_4 ou PM_{10})
Date (nb. PM/SiO_2) ^a	Durée		PM_4 ou PM_{10}	PM_4	Silice cristalline	
2012 Mars-novembre (n=10/9 ^d)	17-24 j	184 (50%)	10-55		<0,01 ^c	-
2013 Janvier – mai (n=5/5)	12-27 j	99 (27%)	18 -54		0,19 – 0,67	1,0% – 3,2%
2014		115 (31%)				
9 janvier (n=0/1)	24 h			-	3,06	-
3 février (n=0/1)	24 h			-	2,36	-
1 ^{er} mars (n=1/1)	24 h			7,8	<1,39	<18%
Juillet – décembre (n=6/6)	13-20 j	112		4,5-8,2	0,14 – 0,21	2,3% – 3,3%
2015^e		60 (16%)				
Jan.-déc. (n=58/58)	24 h			5,1-69	<0,69	<1,0% - <13%
2 mai (n=1/1)	24 h			13,9	1,11	8,0%
8 mai (n=1/1)	24 h			20,8	0,97	4,7%

a Nombre de concentrations documentées pour PM et SiO_2 , respectivement

b Proportion de l'année représentée par l'échantillonnage qui fournit un résultat d'analyse de silice

c Validité des résultats mise en doute

d Le résultat d'analyse de silice de l'échantillon de 21 jours daté du 5 décembre 2012 a été rejeté suite à un problème d'analyse au niveau du laboratoire (mémo-technique 2013-02-04 de GENIVAR daté du 6 février 2013)

e Un des 61 échantillons prélevés en 2015 a été perdu (échantillon du 4 décembre 2014)

- Résultat non disponible

3. RAPPORTS DE TRAITEMENT STATISTIQUE DES DONNÉES DE SUIVI DE LA QUALITÉ DE L'AIR

3.1 Suivi effectué en 2007 (PST et métaux, stations 1 et 2)

Traitement statistique des concentrations (ng/m³) mesurées en 2007 à la Station 1

Source des données: GENIVAR (2008)

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/01/2016 14:15:28
From File Genivar 2008_Station 1.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

PST (échantillonnage Hi-Vol)

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	15
		Number of Missing Observations	0
Minimum	6785	Mean	24663
Maximum	55015	Median	21132
SD	14437	Std. Error of Mean	3728
Coefficient of Variation	0.585	Skewness	0.855

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0.924
5% Shapiro Wilk Critical Value 0.881
Lilliefors Test Statistic 0.142
5% Lilliefors Critical Value 0.229

Shapiro Wilk GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 31228

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 31673
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 31365

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0.17
5% A-D Critical Value 0.744
K-S Test Statistic 0.0881
5% K-S Critical Value 0.223

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	3.14	k star (bias corrected MLE)	2.556
Theta hat (MLE)	7854	Theta star (bias corrected MLE)	9647
nu hat (MLE)	94.2	nu star (bias corrected)	76.69
MLE Mean (bias corrected)	24663	MLE Sd (bias corrected)	15425
		Approximate Chi Square Value (0.05)	57.52
Adjusted Level of Significance	0.0324	Adjusted Chi Square Value	55.48

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$) 32883

95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$) 34093

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0.974
5% Shapiro Wilk Critical Value 0.881
Lilliefors Test Statistic 0.117
5% Lilliefors Critical Value 0.229

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data 8.822
Maximum of Logged Data 10.92

Mean of logged Data 9.945
SD of logged Data 0.617

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL 36275
95% Chebyshev (MVUE) UCL 42884
99% Chebyshev (MVUE) UCL 65997

90% Chebyshev (MVUE) UCL 37266
97.5% Chebyshev (MVUE) UCL 50681

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL 30794
95% Standard Bootstrap UCL 30644
95% Hall's Bootstrap UCL 31967
95% BCA Bootstrap UCL 31488
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 35846
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 47942

95% Jackknife UCL 31228
95% Bootstrap-t UCL 32455
95% Percentile Bootstrap UCL 30640
95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 40911
99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL 61753

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 31228

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Arsenic

General Statistics

Total Number of Observations 15
Number of Detects 4
Number of Distinct Detects 4
Minimum Detect 0.425
Maximum Detect 0.664
Variance Detects 0.0105
Mean Detects 0.563
Median Detects 0.581

Number of Distinct Observations 11
Number of Non-Detects 11
Number of Distinct Non-Detects 7
Minimum Non-Detect 0.003
Maximum Non-Detect 3.353
Percent Non-Detects 73.33%
SD Detects 0.102
CV Detects 0.182

Skewness Detects	-0.911	Kurtosis Detects	0.764
Mean of Logged Detects	-0.589	SD of Logged Detects	0.193

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.959	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.748	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.213	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.443	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.283	Standard Error of Mean	0.117
SD	0.287	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	0.489	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	0.475	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	0.634	95% KM Chebyshev UCL	0.793
97.5% KM Chebyshev UCL	1.014	99% KM Chebyshev UCL	1.447

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.294	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.656	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.23	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.394	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	37.44	k star (bias corrected MLE)	9.526
Theta hat (MLE)	0.015	Theta star (bias corrected MLE)	0.059
nu hat (MLE)	299.5	nu star (bias corrected)	76.21
MLE Mean (bias corrected)	0.563	MLE Sd (bias corrected)	0.182

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.973	nu hat (KM)	29.18
Approximate Chi Square Value (29.18, α)	17.85	Adjusted Chi Square Value (29.18, β)	16.77
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.462	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.492

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.17	Mean	0.414
Maximum	0.664	Median	0.409
SD	0.13	CV	0.314
k hat (MLE)	9.887	k star (bias corrected MLE)	7.954
Theta hat (MLE)	0.0418	Theta star (bias corrected MLE)	0.052
nu hat (MLE)	296.6	nu star (bias corrected)	238.6
MLE Mean (bias corrected)	0.414	MLE Sd (bias corrected)	0.147
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324

Approximate Chi Square Value (238.62, α)	203.9	Adjusted Chi Square Value (238.62, β)	199.9
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.484	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	N/A

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.931	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.748	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.243	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.443	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.427	Mean in Log Scale	-0.882
SD in Original Scale	0.113	SD in Log Scale	0.261
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.479	95% Percentile Bootstrap UCL	0.474
95% BCA Bootstrap UCL	0.478	95% Bootstrap t UCL	0.489
95% H-UCL (Log ROS)	0.487		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-3.199	95% H-UCL (KM -Log)	70.35
KM SD (logged)	2.613	95% Critical H Value (KM-Log)	5.784
KM Standard Error of Mean (logged)	1.067		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.931	Mean in Log Scale	-1.651
SD in Original Scale	0.75	SD in Log Scale	3.066
95% t UCL (Assumes normality)	1.272	95% H-Stat UCL	5120

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.489	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A

Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cadmium

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	13
Number of Detects	7	Number of Non-Detects	8
Number of Distinct Detects	6	Number of Distinct Non-Detects	7
Minimum Detect	0.008	Minimum Non-Detect	0.002
Maximum Detect	0.066	Maximum Non-Detect	1.118

Variance Detects	5.8481E-4	Percent Non-Detects	53.33%
Mean Detects	0.0329	SD Detects	0.0242
Median Detects	0.039	CV Detects	0.736
Skewness Detects	0.103	Kurtosis Detects	-1.988
Mean of Logged Detects	-3.75	SD of Logged Detects	0.957

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.867	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.256	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.029	Standard Error of Mean	0.0089
SD	0.0233	95% KM (BCA) UCL	0.0446
95% KM (t) UCL	0.0447	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.043
95% KM (z) UCL	0.0436	95% KM Bootstrap t UCL	0.0472
90% KM Chebyshev UCL	0.0557	95% KM Chebyshev UCL	0.0678
97.5% KM Chebyshev UCL	0.0846	99% KM Chebyshev UCL	0.118

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.655	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.719	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.268	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.316	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.643	k star (bias corrected MLE)	1.034
Theta hat (MLE)	0.02	Theta star (bias corrected MLE)	0.0318
nu hat (MLE)	23.01	nu star (bias corrected)	14.48
MLE Mean (bias corrected)	0.0329	MLE Sd (bias corrected)	0.0323

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.55	nu hat (KM)	46.49
Approximate Chi Square Value (46.49, α)	31.84	Adjusted Chi Square Value (46.49, β)	30.35
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.0423	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.0444

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.008	Mean	0.0272
Maximum	0.066	Median	0.0235
SD	0.0178	CV	0.653
k hat (MLE)	2.513	k star (bias corrected MLE)	2.055
Theta hat (MLE)	0.0108	Theta star (bias corrected MLE)	0.0132

nu hat (MLE)	75.38	nu star (bias corrected)	61.64
MLE Mean (bias corrected)	0.0272	MLE Sd (bias corrected)	0.019
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (61.64, α)	44.58	Adjusted Chi Square Value (61.64, β)	42.8
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.0376	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.0391

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.809	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.803	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.273	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.335	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.0244	Mean in Log Scale	-4.018
SD in Original Scale	0.0188	SD in Log Scale	0.867
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.0329	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0324
95% BCA Bootstrap UCL	0.0334	95% Bootstrap t UCL	0.0355
95% H-UCL (Log ROS)	0.0472		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-4.058	95% H-UCL (KM -Log)	0.0866
KM SD (logged)	1.162	95% Critical H Value (KM-Log)	3.011
KM Standard Error of Mean (logged)	0.444		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.276	Mean in Log Scale	-2.483
SD in Original Scale	0.274	SD in Log Scale	2.097
95% t UCL (Assumes normality)	0.4	95% H-Stat UCL	10.79

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.0447	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.043

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Chrome

General Statistics

Total Number of Observations	12	Number of Distinct Observations	11
		Number of Missing Observations	3

Minimum	0.34	Mean	2.485
Maximum	8.38	Median	2.01
SD	2.125	Std. Error of Mean	0.614
Coefficient of Variation	0.855	Skewness	2.151

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.778
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859
Lilliefors Test Statistic	0.203
5% Lilliefors Critical Value	0.256

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 3.587

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 3.901

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 3.65

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.321
5% A-D Critical Value	0.742
K-S Test Statistic	0.153
5% K-S Critical Value	0.249

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.911	k star (bias corrected MLE)	1.489
Theta hat (MLE)	1.301	Theta star (bias corrected MLE)	1.669
nu hat (MLE)	45.86	nu star (bias corrected)	35.73
MLE Mean (bias corrected)	2.485	MLE Sd (bias corrected)	2.037
		Approximate Chi Square Value (0.05)	23.05
Adjusted Level of Significance	0.029	Adjusted Chi Square Value	21.51

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	3.852	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	4.128

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.962
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859
Lilliefors Test Statistic	0.179
5% Lilliefors Critical Value	0.256

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-1.079	Mean of logged Data	0.626
Maximum of Logged Data	2.126	SD of logged Data	0.807

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	4.853	90% Chebyshev (MVUE) UCL	4.346
95% Chebyshev (MVUE) UCL	5.18	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	6.337

99% Chebyshev (MVUE) UCL 8.611

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	3.494	95% Jackknife UCL	3.587
95% Standard Bootstrap UCL	3.433	95% Bootstrap-t UCL	4.539
95% Hall's Bootstrap UCL	8.081	95% Percentile Bootstrap UCL	3.616
95% BCA Bootstrap UCL	3.95		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	4.326	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	5.159
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	6.317	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	8.59

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 3.587

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Cuivre

General Statistics

Total Number of Observations	12	Number of Distinct Observations	12
		Number of Missing Observations	3
Minimum	3.1	Mean	75.18
Maximum	159.5	Median	79.4
SD	53.51	Std. Error of Mean	15.45
Coefficient of Variation	0.712	Skewness	0.0848

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.941
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859
Lilliefors Test Statistic	0.153
5% Lilliefors Critical Value	0.256

Shapiro Wilk GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 102.9

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	101
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	103

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.474
5% A-D Critical Value	0.751
K-S Test Statistic	0.219
5% K-S Critical Value	0.251

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics			
k hat (MLE)	1.237	k star (bias corrected MLE)	0.984
Theta hat (MLE)	60.77	Theta star (bias corrected MLE)	76.44
nu hat (MLE)	29.69	nu star (bias corrected)	23.6
MLE Mean (bias corrected)	75.18	MLE Sd (bias corrected)	75.81
		Approximate Chi Square Value (0.05)	13.55
Adjusted Level of Significance	0.029	Adjusted Chi Square Value	12.4

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	131	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	143.1

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.86	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.239	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	1.131	Mean of logged Data	3.864
Maximum of Logged Data	5.072	SD of logged Data	1.238

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	359.8	90% Chebyshev (MVUE) UCL	201.2
95% Chebyshev (MVUE) UCL	250.2	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	318.3
99% Chebyshev (MVUE) UCL	452		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	100.6	95% Jackknife UCL	102.9
95% Standard Bootstrap UCL	99.76	95% Bootstrap-t UCL	104
95% Hall's Bootstrap UCL	99.06	95% Percentile Bootstrap UCL	100.5
95% BCA Bootstrap UCL	99.37		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	121.5	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	142.5
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	171.7	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	228.9

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL	102.9

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	13
Number of Detects	13	Number of Non-Detects	2
Number of Distinct Detects	12	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	0.05	Minimum Non-Detect	1.67
Maximum Detect	3.24	Maximum Non-Detect	1.67
Variance Detects	1.214	Percent Non-Detects	13.33%
Mean Detects	1.512	SD Detects	1.102
Median Detects	1.78	CV Detects	0.728
Skewness Detects	-0.081	Kurtosis Detects	-1.137
Mean of Logged Detects	-0.18	SD of Logged Detects	1.449

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.901	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.866	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.194	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.246	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	1.355	Standard Error of Mean	0.293
SD	1.074	95% KM (BCA) UCL	1.823
95% KM (t) UCL	1.871	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1.828
95% KM (z) UCL	1.837	95% KM Bootstrap t UCL	1.854
90% KM Chebyshev UCL	2.234	95% KM Chebyshev UCL	2.631
97.5% KM Chebyshev UCL	3.184	99% KM Chebyshev UCL	4.268

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	1.107	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.759	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.298	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.243	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	0.976	k star (bias corrected MLE)	0.802
Theta hat (MLE)	1.55	Theta star (bias corrected MLE)	1.886
nu hat (MLE)	25.36	nu star (bias corrected)	20.84
MLE Mean (bias corrected)	1.512	MLE Sd (bias corrected)	1.689

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.591	nu hat (KM)	47.72
Approximate Chi Square Value (47.72, α)	32.87	Adjusted Chi Square Value (47.72, β)	31.36
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	1.968	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	2.063

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.05	Mean	1.386
Maximum	3.24	Median	1.73
SD	1.074	CV	0.775
k hat (MLE)	1.024	k star (bias corrected MLE)	0.864
Theta hat (MLE)	1.353	Theta star (bias corrected MLE)	1.604
nu hat (MLE)	30.73	nu star (bias corrected)	25.92
MLE Mean (bias corrected)	1.386	MLE Sd (bias corrected)	1.491
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (25.92, α)	15.32	Adjusted Chi Square Value (25.92, β)	14.32
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	2.345	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	2.508

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.793	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.866	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.308	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.246	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	1.343	Mean in Log Scale	-0.357
SD in Original Scale	1.114	SD in Log Scale	1.428
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1.849	95% Percentile Bootstrap UCL	1.805
95% BCA Bootstrap UCL	1.789	95% Bootstrap t UCL	1.872
95% H-UCL (Log ROS)	7.317		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	1.422	Mean in Log Scale	-0.18
SD in Original Scale	1.047	SD in Log Scale	1.341
95% t UCL (Assumes normality)	1.898	95% H-Stat UCL	6.758

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	1.871	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1.828

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Plomb

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	13

Number of Detects	12	Number of Non-Detects	3
Number of Distinct Detects	12	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	0.12	Minimum Non-Detect	1.67
Maximum Detect	7.75	Maximum Non-Detect	1.67
Variance Detects	4.645	Percent Non-Detects	20%
Mean Detects	2.374	SD Detects	2.155
Median Detects	2.345	CV Detects	0.908
Skewness Detects	1.377	Kurtosis Detects	2.671
Mean of Logged Detects	0.294	SD of Logged Detects	1.341

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.874	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.148	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	2.009	Standard Error of Mean	0.542
SD	1.994	95% KM (BCA) UCL	2.946
95% KM (t) UCL	2.963	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	2.959
95% KM (z) UCL	2.9	95% KM Bootstrap t UCL	3.346
90% KM Chebyshev UCL	3.634	95% KM Chebyshev UCL	4.37
97.5% KM Chebyshev UCL	5.392	99% KM Chebyshev UCL	7.399

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.373	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.757	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.201	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.252	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.01	k star (bias corrected MLE)	0.813
Theta hat (MLE)	2.351	Theta star (bias corrected MLE)	2.921
nu hat (MLE)	24.23	nu star (bias corrected)	19.51
MLE Mean (bias corrected)	2.374	MLE Sd (bias corrected)	2.633

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.015	nu hat (KM)	30.45
Approximate Chi Square Value (30.45, α)	18.84	Adjusted Chi Square Value (30.45, β)	17.73
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	3.246	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	3.451

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.0405	Mean	1.996

Maximum	7.75	Median	1.12
SD	2.072	CV	1.038
k hat (MLE)	0.816	k star (bias corrected MLE)	0.697
Theta hat (MLE)	2.446	Theta star (bias corrected MLE)	2.863
nu hat (MLE)	24.49	nu star (bias corrected)	20.92
MLE Mean (bias corrected)	1.996	MLE Sd (bias corrected)	2.391
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (20.92, α)	11.53	Adjusted Chi Square Value (20.92, β)	10.68
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	3.621	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	3.91

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.888	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.238	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	1.988	Mean in Log Scale	0.0466
SD in Original Scale	2.073	SD in Log Scale	1.316
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	2.931	95% Percentile Bootstrap UCL	2.902
95% BCA Bootstrap UCL	3.051	95% Bootstrap t UCL	3.304
95% H-UCL (Log ROS)	7.89		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	0.0351	95% H-UCL (KM -Log)	8.073
KM SD (logged)	1.328	95% Critical H Value (KM-Log)	3.3
KM Standard Error of Mean (logged)	0.386		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	2.066	Mean in Log Scale	0.199
SD in Original Scale	2.014	SD in Log Scale	1.205
95% t UCL (Assumes normality)	2.982	95% H-Stat UCL	6.81

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	2.963	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	2.959

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Vanadium

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	7
Number of Detects	4	Number of Non-Detects	11
Number of Distinct Detects	4	Number of Distinct Non-Detects	3
Minimum Detect	0.61	Minimum Non-Detect	0.01
Maximum Detect	0.89	Maximum Non-Detect	1.12
Variance Detects	0.0145	Percent Non-Detects	73.33%
Mean Detects	0.778	SD Detects	0.12
Median Detects	0.805	CV Detects	0.155
Skewness Detects	-1.196	Kurtosis Detects	1.657
Mean of Logged Detects	-0.261	SD of Logged Detects	0.164

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.927	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.748	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.258	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.443	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.394	Standard Error of Mean	0.16
SD	0.391	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	0.675	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	0.656	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	0.872	95% KM Chebyshev UCL	1.089
97.5% KM Chebyshev UCL	1.39	99% KM Chebyshev UCL	1.981

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.356	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.656	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.278	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.394	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	51.53	k star (bias corrected MLE)	13.05
Theta hat (MLE)	0.0151	Theta star (bias corrected MLE)	0.0596
nu hat (MLE)	412.3	nu star (bias corrected)	104.4
MLE Mean (bias corrected)	0.778	MLE Sd (bias corrected)	0.215

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.015	nu hat (KM)	30.46
Approximate Chi Square Value (30.46, α)	18.85	Adjusted Chi Square Value (30.46, β)	17.74
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.636	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.676

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.32	Mean	0.607
Maximum	0.89	Median	0.601
SD	0.176	CV	0.29
k hat (MLE)	12.19	k star (bias corrected MLE)	9.797
Theta hat (MLE)	0.0498	Theta star (bias corrected MLE)	0.062
nu hat (MLE)	365.7	nu star (bias corrected)	293.9
MLE Mean (bias corrected)	0.607	MLE Sd (bias corrected)	0.194
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (293.90, α)	255.2	Adjusted Chi Square Value (293.90, β)	250.7
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.699	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	N/A

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.9	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.748	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.281	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.443	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.622	Mean in Log Scale	-0.505
SD in Original Scale	0.156	SD in Log Scale	0.253
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.693	95% Percentile Bootstrap UCL	0.69
95% BCA Bootstrap UCL	0.687	95% Bootstrap t UCL	0.697
95% H-UCL (Log ROS)	0.706		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-2.433	95% H-UCL (KM -Log)	16.14
KM SD (logged)	2.174	95% Critical H Value (KM-Log)	4.906
KM Standard Error of Mean (logged)	0.888		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.469	Mean in Log Scale	-1.755
SD in Original Scale	0.309	SD in Log Scale	2.217
95% t UCL (Assumes normality)	0.61	95% H-Stat UCL	38.9

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.675	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A

Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Zinc

General Statistics

Total Number of Observations	12	Number of Distinct Observations	10
		Number of Missing Observations	3
Minimum	0.8	Mean	9.592
Maximum	19.3	Median	9.6
SD	7.15	Std. Error of Mean	2.064
Coefficient of Variation	0.745	Skewness	0.105

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.891	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.166	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 13.3

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	13.05
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	13.31

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.553	Anderson-Darling Gamma GOF Test
5% A-D Critical Value	0.751	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.201	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test
5% K-S Critical Value	0.251	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.24	k star (bias corrected MLE)	0.986
Theta hat (MLE)	7.735	Theta star (bias corrected MLE)	9.732
nu hat (MLE)	29.76	nu star (bias corrected)	23.65
MLE Mean (bias corrected)	9.592	MLE Sd (bias corrected)	9.661
		Approximate Chi Square Value (0.05)	13.59
Adjusted Level of Significance	0.029	Adjusted Chi Square Value	12.43

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	16.7	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	18.25

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.854	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.21	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-0.223	Mean of logged Data	1.806
Maximum of Logged Data	2.96	SD of logged Data	1.178

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	38.61	90% Chebyshev (MVUE) UCL	23.53
95% Chebyshev (MVUE) UCL	29.12	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	36.88
99% Chebyshev (MVUE) UCL	52.13		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	12.99	95% Jackknife UCL	13.3
95% Standard Bootstrap UCL	12.84	95% Bootstrap-t UCL	13.39
95% Hall's Bootstrap UCL	12.73	95% Percentile Bootstrap UCL	12.83
95% BCA Bootstrap UCL	12.91		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	15.78	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	18.59
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	22.48	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	30.13

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 13.3

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL. These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets. For additional insight the user may want to consult a statistician.

Traitement statistique des concentrations (ng/m³) mesurées en 2007 à la Station 2

Source des données: GENIVAR (2008)

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options
Date/Time of Computation 02/05/2016 14:07:31
From File Genivar 2008_a.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

PST (échantillonnage Hi-Vol)

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	15
		Number of Missing Observations	0
Minimum	5464	Mean	22206
Maximum	38515	Median	17297
SD	13343	Std. Error of Mean	3445
Coefficient of Variation	0.601	Skewness	-0.00353

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0.834
5% Shapiro Wilk Critical Value 0.881
Lilliefors Test Statistic 0.222
5% Lilliefors Critical Value 0.229

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 28274

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 27870
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 28274

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic 0.953
5% A-D Critical Value 0.746
K-S Test Statistic 0.249
5% K-S Critical Value 0.224

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE) 2.39
Theta hat (MLE) 9292
nu hat (MLE) 71.69
MLE Mean (bias corrected) 22206

k star (bias corrected MLE) 1.956
Theta star (bias corrected MLE) 11351
nu star (bias corrected) 58.69
MLE Sd (bias corrected) 15877

Adjusted Level of Significance	0.0324	Approximate Chi Square Value (0.05)	42.07
		Adjusted Chi Square Value	40.35

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	30975	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	32301

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.85
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.881
Lilliefors Test Statistic	0.246
5% Lilliefors Critical Value	0.229

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	8.606	Mean of logged Data	9.785
Maximum of Logged Data	10.56	SD of logged Data	0.742

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	37326	90% Chebyshev (MVUE) UCL	36769
95% Chebyshev (MVUE) UCL	43069	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	51813
99% Chebyshev (MVUE) UCL	68990		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	27873	95% Jackknife UCL	28274
95% Standard Bootstrap UCL	27674	95% Bootstrap-t UCL	27766
95% Hall's Bootstrap UCL	27292	95% Percentile Bootstrap UCL	27741
95% BCA Bootstrap UCL	28239		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	32542	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	37223
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	43721	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	56485

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 28274

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Note: For highly negatively-skewed data, confidence limits (e.g., Chen, Johnson, Lognormal, and Gamma) may not be reliable. Chen's and Johnson's methods provide adjustments for positively skewed data sets.

Arsenic

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	11
Number of Detects	4	Number of Non-Detects	11

Number of Distinct Detects	4	Number of Distinct Non-Detects	7
Minimum Detect	0.545	Minimum Non-Detect	0.003
Maximum Detect	0.946	Maximum Non-Detect	3.375
Variance Detects	0.0454	Percent Non-Detects	73.33%
Mean Detects	0.761	SD Detects	0.213
Median Detects	0.776	CV Detects	0.28
Skewness Detects	-0.0796	Kurtosis Detects	-5.537
Mean of Logged Detects	-0.304	SD of Logged Detects	0.288

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.805	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.748	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.302	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.443	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.382	Standard Error of Mean	0.164
SD	0.401	95% KM (BCA) UCL	N/A
95% KM (t) UCL	0.67	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A
95% KM (z) UCL	0.651	95% KM Bootstrap t UCL	N/A
90% KM Chebyshev UCL	0.872	95% KM Chebyshev UCL	1.095
97.5% KM Chebyshev UCL	1.403	99% KM Chebyshev UCL	2.009

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.547	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.657	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.336	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.394	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	16.49	k star (bias corrected MLE)	4.29
Theta hat (MLE)	0.0461	Theta star (bias corrected MLE)	0.177
nu hat (MLE)	132	nu star (bias corrected)	34.32
MLE Mean (bias corrected)	0.761	MLE Sd (bias corrected)	0.367

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.908	nu hat (KM)	27.25
Approximate Chi Square Value (27.25, α)	16.34	Adjusted Chi Square Value (27.25, β)	15.31
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.636	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.679

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.0201	Mean	0.473
Maximum	0.946	Median	0.461

SD	0.251	CV	0.53
k hat (MLE)	2.248	k star (bias corrected MLE)	1.843
Theta hat (MLE)	0.21	Theta star (bias corrected MLE)	0.257
nu hat (MLE)	67.44	nu star (bias corrected)	55.28
MLE Mean (bias corrected)	0.473	MLE Sd (bias corrected)	0.348
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (55.28, α)	39.2	Adjusted Chi Square Value (55.28, β)	37.53
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.667	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	N/A

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.82	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.748	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.301	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.443	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.514	Mean in Log Scale	-0.735
SD in Original Scale	0.205	SD in Log Scale	0.384
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.607	95% Percentile Bootstrap UCL	0.605
95% BCA Bootstrap UCL	0.606	95% Bootstrap t UCL	0.651
95% H-UCL (Log ROS)	0.631		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-3.057	95% H-UCL (KM -Log)	186.1
KM SD (logged)	2.758	95% Critical H Value (KM-Log)	6.077
KM Standard Error of Mean (logged)	1.126		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.989	Mean in Log Scale	-1.572
SD in Original Scale	0.738	SD in Log Scale	3.1
95% t UCL (Assumes normality)	1.324	95% H-Stat UCL	6931

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.67	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	N/A

Warning: One or more Recommended UCL(s) not available!

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cadmium

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	12
Number of Detects	6	Number of Non-Detects	9
Number of Distinct Detects	6	Number of Distinct Non-Detects	6
Minimum Detect	0.007	Minimum Non-Detect	0.002
Maximum Detect	0.072	Maximum Non-Detect	1.125
Variance Detects	6.7697E-4	Percent Non-Detects	60%
Mean Detects	0.0368	SD Detects	0.026
Median Detects	0.039	CV Detects	0.706
Skewness Detects	0.00602	Kurtosis Detects	-1.438
Mean of Logged Detects	-3.635	SD of Logged Detects	1.008

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.931	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.788	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.199	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.362	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.0281	Standard Error of Mean	0.00988
SD	0.0255	95% KM (BCA) UCL	0.0434
95% KM (t) UCL	0.0455	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.0443
95% KM (z) UCL	0.0444	95% KM Bootstrap t UCL	0.0477
90% KM Chebyshev UCL	0.0578	95% KM Chebyshev UCL	0.0712
97.5% KM Chebyshev UCL	0.0898	99% KM Chebyshev UCL	0.126

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.459	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.707	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.234	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.337	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.647	k star (bias corrected MLE)	0.934
Theta hat (MLE)	0.0224	Theta star (bias corrected MLE)	0.0394
nu hat (MLE)	19.76	nu star (bias corrected)	11.21
MLE Mean (bias corrected)	0.0368	MLE Sd (bias corrected)	0.0381

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.216	nu hat (KM)	36.47
Approximate Chi Square Value (36.47, α)	23.65	Adjusted Chi Square Value (36.47, β)	22.38
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.0434	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.0458

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.007	Mean	0.0266
Maximum	0.072	Median	0.0202
SD	0.0198	CV	0.743
k hat (MLE)	2.129	k star (bias corrected MLE)	1.747
Theta hat (MLE)	0.0125	Theta star (bias corrected MLE)	0.0152
nu hat (MLE)	63.86	nu star (bias corrected)	52.42
MLE Mean (bias corrected)	0.0266	MLE Sd (bias corrected)	0.0201
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (52.42, α)	36.79	Adjusted Chi Square Value (52.42, β)	35.18
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.0379	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.0396

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.841	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.788	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.266	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.362	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.0232	Mean in Log Scale	-4.228
SD in Original Scale	0.0214	SD in Log Scale	1.079
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.0329	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0321
95% BCA Bootstrap UCL	0.0332	95% Bootstrap t UCL	0.0364
95% H-UCL (Log ROS)	0.0598		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-4.28	95% H-UCL (KM -Log)	0.123
KM SD (logged)	1.372	95% Critical H Value (KM-Log)	3.379
KM Standard Error of Mean (logged)	0.532		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.277	Mean in Log Scale	-2.645
SD in Original Scale	0.276	SD in Log Scale	2.348
95% t UCL (Assumes normality)	0.402	95% H-Stat UCL	30.23

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.0455	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.0443

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Chrome

General Statistics			
Total Number of Observations	12	Number of Distinct Observations	11
		Number of Missing Observations	3
Minimum	0.4	Mean	2.041
Maximum	5.62	Median	1.515
SD	1.449	Std. Error of Mean	0.418
Coefficient of Variation	0.71	Skewness	1.652

Normal GOF Test		Shapiro Wilk GOF Test	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.778	Data Not Normal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Lilliefors GOF Test	
Lilliefors Test Statistic	0.362	Data Not Normal at 5% Significance Level	
5% Lilliefors Critical Value	0.256		

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution			
95% Normal UCL		95% UCLs (Adjusted for Skewness)	
95% Student's-t UCL	2.792	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	2.942
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	2.825

Gamma GOF Test		Anderson-Darling Gamma GOF Test	
A-D Test Statistic	0.88	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level	
5% A-D Critical Value	0.74	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test	
K-S Test Statistic	0.306	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level	
5% K-S Critical Value	0.248		

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics			
k hat (MLE)	2.632	k star (bias corrected MLE)	2.03
Theta hat (MLE)	0.775	Theta star (bias corrected MLE)	1.005
nu hat (MLE)	63.18	nu star (bias corrected)	48.72
MLE Mean (bias corrected)	2.041	MLE Sd (bias corrected)	1.432
		Approximate Chi Square Value (0.05)	33.69
Adjusted Level of Significance	0.029	Adjusted Chi Square Value	31.8

Assuming Gamma Distribution			
95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	2.951	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	3.127

Lognormal GOF Test		Shapiro Wilk Lognormal GOF Test	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.889	Data appear Lognormal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Lilliefors Lognormal GOF Test	
Lilliefors Test Statistic	0.264	Data Not Lognormal at 5% Significance Level	
5% Lilliefors Critical Value	0.256		

Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-0.916	Mean of logged Data	0.512
Maximum of Logged Data	1.726	SD of logged Data	0.669

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	3.362	90% Chebyshev (MVUE) UCL	3.269
95% Chebyshev (MVUE) UCL	3.825	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	4.597
99% Chebyshev (MVUE) UCL	6.114		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	2.729	95% Jackknife UCL	2.792
95% Standard Bootstrap UCL	2.705	95% Bootstrap-t UCL	3.249
95% Hall's Bootstrap UCL	3.295	95% Percentile Bootstrap UCL	2.763
95% BCA Bootstrap UCL	2.887		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	3.295	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	3.864
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	4.652	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	6.202

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 3.864

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Cuivre

General Statistics

Total Number of Observations	12	Number of Distinct Observations	11
		Number of Missing Observations	3
Minimum	1.5	Mean	84.43
Maximum	268.2	Median	47.65
SD	101.1	Std. Error of Mean	29.17
Coefficient of Variation	1.197	Skewness	1.117

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.773
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859
Lilliefors Test Statistic	0.272
5% Lilliefors Critical Value	0.256

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL	136.8

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	142.5
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	138.4

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.423	Anderson-Darling Gamma GOF Test
5% A-D Critical Value	0.777	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.183	Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test
5% K-S Critical Value	0.257	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level		

Gamma Statistics

k hat (MLE)	0.6	k star (bias corrected MLE)	0.506
Theta hat (MLE)	140.6	Theta star (bias corrected MLE)	166.9
nu hat (MLE)	14.41	nu star (bias corrected)	12.14
MLE Mean (bias corrected)	84.43	MLE Sd (bias corrected)	118.7
		Approximate Chi Square Value (0.05)	5.319
Adjusted Level of Significance	0.029	Adjusted Chi Square Value	4.648

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	192.7	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	220.5

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.918	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.184	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Data appear Lognormal at 5% Significance Level		

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	0.405	Mean of logged Data	3.407
Maximum of Logged Data	5.592	SD of logged Data	1.764

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	1523	90% Chebyshev (MVUE) UCL	295.4
95% Chebyshev (MVUE) UCL	379.1	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	495.2
99% Chebyshev (MVUE) UCL	723.4		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	132.4	95% Jackknife UCL	136.8
95% Standard Bootstrap UCL	129.6	95% Bootstrap-t UCL	150.5
95% Hall's Bootstrap UCL	126.4	95% Percentile Bootstrap UCL	135.7
95% BCA Bootstrap UCL	144.8		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	171.9	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	211.6
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	266.6	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	374.7

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 220.5

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002)

and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Nickel

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	11
Number of Detects	9	Number of Non-Detects	6
Number of Distinct Detects	8	Number of Distinct Non-Detects	3
Minimum Detect	0.07	Minimum Non-Detect	0.01
Maximum Detect	2.81	Maximum Non-Detect	1.68
Variance Detects	1.013	Percent Non-Detects	40%
Mean Detects	1.259	SD Detects	1.007
Median Detects	1.5	CV Detects	0.8
Skewness Detects	0.117	Kurtosis Detects	-1.172
Mean of Logged Detects	-0.408	SD of Logged Detects	1.491

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.906	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.829	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.196	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.295	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	1.011	Standard Error of Mean	0.287
SD	0.91	95% KM (BCA) UCL	1.459
95% KM (t) UCL	1.516	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1.471
95% KM (z) UCL	1.482	95% KM Bootstrap t UCL	1.534
90% KM Chebyshev UCL	1.871	95% KM Chebyshev UCL	2.261
97.5% KM Chebyshev UCL	2.801	99% KM Chebyshev UCL	3.864

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.735	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.746	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.254	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.288	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	0.914	k star (bias corrected MLE)	0.683
Theta hat (MLE)	1.378	Theta star (bias corrected MLE)	1.842
nu hat (MLE)	16.45	nu star (bias corrected)	12.3
MLE Mean (bias corrected)	1.259	MLE Sd (bias corrected)	1.523

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.232	nu hat (KM)	36.96

Approximate Chi Square Value (36.96, α)	24.04	Adjusted Chi Square Value (36.96, β)	22.76
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	1.554	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	1.641

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.07	Mean	1.007
Maximum	2.81	Median	0.815
SD	0.854	CV	0.848
k hat (MLE)	1.137	k star (bias corrected MLE)	0.954
Theta hat (MLE)	0.885	Theta star (bias corrected MLE)	1.055
nu hat (MLE)	34.12	nu star (bias corrected)	28.63
MLE Mean (bias corrected)	1.007	MLE Sd (bias corrected)	1.031
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (28.63, α)	17.42	Adjusted Chi Square Value (28.63, β)	16.35
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	1.655	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	1.764

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.802	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.829	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.292	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.295	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.89	Mean in Log Scale	-0.863
SD in Original Scale	0.913	SD in Log Scale	1.443
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1.305	95% Percentile Bootstrap UCL	1.27
95% BCA Bootstrap UCL	1.329	95% Bootstrap t UCL	1.396
95% H-UCL (Log ROS)	4.619		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-0.977	95% H-UCL (KM -Log)	16.03
KM SD (logged)	1.832	95% Critical H Value (KM-Log)	4.237
KM Standard Error of Mean (logged)	0.618		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	1.035	Mean in Log Scale	-0.657
SD in Original Scale	0.837	SD in Log Scale	1.712
95% t UCL (Assumes normality)	1.416	95% H-Stat UCL	14.06

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL 1.516

95% KM (Percentile Bootstrap) UCL 1.471

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Plomb

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	13
Number of Detects	11	Number of Non-Detects	4
Number of Distinct Detects	11	Number of Distinct Non-Detects	2
Minimum Detect	0.12	Minimum Non-Detect	1.67
Maximum Detect	3.88	Maximum Non-Detect	1.68
Variance Detects	2.005	Percent Non-Detects	26.67%
Mean Detects	1.822	SD Detects	1.416
Median Detects	1.5	CV Detects	0.777
Skewness Detects	0.213	Kurtosis Detects	-1.384
Mean of Logged Detects	0.0609	SD of Logged Detects	1.326

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.911	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.85	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.148	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.267	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	1.531	Standard Error of Mean	0.366
SD	1.29	95% KM (BCA) UCL	2.128
95% KM (t) UCL	2.175	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	2.125
95% KM (z) UCL	2.132	95% KM Bootstrap t UCL	2.17
90% KM Chebyshev UCL	2.628	95% KM Chebyshev UCL	3.124
97.5% KM Chebyshev UCL	3.814	99% KM Chebyshev UCL	5.168

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.584	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.75	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.184	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.262	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.063	k star (bias corrected MLE)	0.834
Theta hat (MLE)	1.713	Theta star (bias corrected MLE)	2.184
nu hat (MLE)	23.4	nu star (bias corrected)	18.35
MLE Mean (bias corrected)	1.822	MLE Sd (bias corrected)	1.995

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.407	nu hat (KM)	42.22
Approximate Chi Square Value (42.22, α)	28.33	Adjusted Chi Square Value (42.22, β)	26.93
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	2.282	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	2.4

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.12	Mean	1.538
Maximum	3.88	Median	1.184
SD	1.301	CV	0.846
k hat (MLE)	1.18	k star (bias corrected MLE)	0.988
Theta hat (MLE)	1.304	Theta star (bias corrected MLE)	1.556
nu hat (MLE)	35.4	nu star (bias corrected)	29.65
MLE Mean (bias corrected)	1.538	MLE Sd (bias corrected)	1.547
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (29.65, α)	18.22	Adjusted Chi Square Value (29.65, β)	17.12
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	2.504	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	2.664

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.83	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.85	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.221	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.267	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	1.465	Mean in Log Scale	-0.177
SD in Original Scale	1.349	SD in Log Scale	1.219
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	2.078	95% Percentile Bootstrap UCL	2.047
95% BCA Bootstrap UCL	2.063	95% Bootstrap t UCL	2.18
95% H-UCL (Log ROS)	4.846		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-0.174	95% H-UCL (KM -Log)	5.737
KM SD (logged)	1.281	95% Critical H Value (KM-Log)	3.216
KM Standard Error of Mean (logged)	0.399		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale	1.56
SD in Original Scale	1.279
95% t UCL (Assumes normality)	2.141

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale	-0.00222
SD in Log Scale	1.126
95% H-Stat UCL	4.57

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL 2.175

95% KM (Percentile Bootstrap) UCL 2.125

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Vanadium

General Statistics

Total Number of Observations	15	Number of Distinct Observations	8
Number of Detects	5	Number of Non-Detects	10
Number of Distinct Detects	5	Number of Distinct Non-Detects	3
Minimum Detect	0.08	Minimum Non-Detect	0.01
Maximum Detect	1.11	Maximum Non-Detect	1.13
Variance Detects	0.183	Percent Non-Detects	66.67%
Mean Detects	0.838	SD Detects	0.428
Median Detects	1.01	CV Detects	0.511
Skewness Detects	-2.121	Kurtosis Detects	4.588
Mean of Logged Detects	-0.485	SD of Logged Detects	1.142

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.689	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.762	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.394	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.396	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.528	Standard Error of Mean	0.199
SD	0.502	95% KM (BCA) UCL	0.84
95% KM (t) UCL	0.877	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.838
95% KM (z) UCL	0.854	95% KM Bootstrap t UCL	0.773
90% KM Chebyshev UCL	1.123	95% KM Chebyshev UCL	1.393
97.5% KM Chebyshev UCL	1.768	99% KM Chebyshev UCL	2.503

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	1.129	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.685	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.458	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.361	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.771	k star (bias corrected MLE)	0.842
Theta hat (MLE)	0.473	Theta star (bias corrected MLE)	0.996
nu hat (MLE)	17.71	nu star (bias corrected)	8.417

MLE Mean (bias corrected)	0.838	MLE Sd (bias corrected)	0.913

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.103	nu hat (KM)	33.08
Approximate Chi Square Value (33.08, α)	20.93	Adjusted Chi Square Value (33.08, β)	19.74
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.834	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.884

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.08	Mean	0.605
Maximum	1.142	Median	0.542
SD	0.377	CV	0.623
k hat (MLE)	2.144	k star (bias corrected MLE)	1.759
Theta hat (MLE)	0.282	Theta star (bias corrected MLE)	0.344
nu hat (MLE)	64.31	nu star (bias corrected)	52.78
MLE Mean (bias corrected)	0.605	MLE Sd (bias corrected)	0.456
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0324
Approximate Chi Square Value (52.78, α)	37.09	Adjusted Chi Square Value (52.78, β)	35.48
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.861	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.9

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.603	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.762	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.444	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.396	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.494	Mean in Log Scale	-1.325
SD in Original Scale	0.475	SD in Log Scale	1.266
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.71	95% Percentile Bootstrap UCL	0.698
95% BCA Bootstrap UCL	0.711	95% Bootstrap t UCL	0.73
95% H-UCL (Log ROS)	1.742		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.542	Mean in Log Scale	-1.491
SD in Original Scale	0.382	SD in Log Scale	2.063
95% t UCL (Assumes normality)	0.716	95% H-Stat UCL	25.08

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.877	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.838

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Zinc

General Statistics

Total Number of Observations	12	Number of Distinct Observations	12
		Number of Missing Observations	3
Minimum	0.4	Mean	7.533
Maximum	23	Median	5.8
SD	6.95	Std. Error of Mean	2.006
Coefficient of Variation	0.923	Skewness	1.151

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.886
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859
Lilliefors Test Statistic	0.159
5% Lilliefors Critical Value	0.256

Shapiro Wilk GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 11.14

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	11.55
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	11.25

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.192
5% A-D Critical Value	0.755
K-S Test Statistic	0.149
5% K-S Critical Value	0.252

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.085	k star (bias corrected MLE)	0.869
Theta hat (MLE)	6.944	Theta star (bias corrected MLE)	8.667
nu hat (MLE)	26.04	nu star (bias corrected)	20.86
MLE Mean (bias corrected)	7.533	MLE Sd (bias corrected)	8.08
		Approximate Chi Square Value (0.05)	11.49
Adjusted Level of Significance	0.029	Adjusted Chi Square Value	10.44

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	13.68	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	15.05

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.949

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

5% Shapiro Wilk Critical Value	0.859	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.148	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.256	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-0.916	Mean of logged Data	1.492
Maximum of Logged Data	3.135	SD of logged Data	1.224

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	32.2	90% Chebyshev (MVUE) UCL	18.38
95% Chebyshev (MVUE) UCL	22.84	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	29.02
99% Chebyshev (MVUE) UCL	41.16		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	10.83	95% Jackknife UCL	11.14
95% Standard Bootstrap UCL	10.7	95% Bootstrap-t UCL	12.77
95% Hall's Bootstrap UCL	14.05	95% Percentile Bootstrap UCL	10.73
95% BCA Bootstrap UCL	11.38		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	13.55	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	16.28
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	20.06	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	27.5

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 11.14

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Traitement statistique des concentrations (ng/m³) mesurées en 2007 aux stations 1 et 2

Source des données: GENIVAR (2008)

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/05/2016 16:33:02
From File Genivar 2008-2_b.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

PST (échantillonnage Hi-Vol)

General Statistics

Total Number of Observations	30	Number of Distinct Observations	30
		Number of Missing Observations	0
Minimum	5.464	Mean	23.43
Maximum	55.02	Median	20.94
SD	13.72	Std. Error of Mean	2.504
Coefficient of Variation	0.585	Skewness	0.468

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.928	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.927	Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.106	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.162	Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 27.69

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	27.78
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	27.73

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.586	Anderson-Darling Gamma GOF Test
5% A-D Critical Value	0.754	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.127	Kolmogrov-Smirnoff Gamma GOF Test
5% K-S Critical Value	0.161	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	2.694	k star (bias corrected MLE)	2.446
Theta hat (MLE)	8.7	Theta star (bias corrected MLE)	9.579
nu hat (MLE)	161.6	nu star (bias corrected)	146.8
MLE Mean (bias corrected)	23.43	MLE Sd (bias corrected)	14.98
		Approximate Chi Square Value (0.05)	119.8
Adjusted Level of Significance	0.041	Adjusted Chi Square Value	118.4

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))	28.72	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	29.06

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.931	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.927	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.137	Lilliefors Lognormal GOF Test

5% Lilliefors Critical Value 0.162 Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	1.698	Mean of logged Data	2.957
Maximum of Logged Data	4.008	SD of logged Data	0.675

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	31.5	90% Chebyshev (MVUE) UCL	33.49
95% Chebyshev (MVUE) UCL	37.81	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	43.8
99% Chebyshev (MVUE) UCL	55.58		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	27.55	95% Jackknife UCL	27.69
95% Standard Bootstrap UCL	27.46	95% Bootstrap-t UCL	27.91
95% Hall's Bootstrap UCL	27.62	95% Percentile Bootstrap UCL	27.44
95% BCA Bootstrap UCL	27.82		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	30.95	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	34.35
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	39.07	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	48.35

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 27.69

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Arsenic

General Statistics

Total Number of Observations	30	Number of Distinct Observations	21
Number of Detects	8	Number of Non-Detects	22
Number of Distinct Detects	8	Number of Distinct Non-Detects	13
Minimum Detect	4.2500E-4	Minimum Non-Detect	3.0000E-6
Maximum Detect	9.4600E-4	Maximum Non-Detect	0.00338
Variance Detects	3.5123E-8	Percent Non-Detects	73.33%
Mean Detects	6.6150E-4	SD Detects	1.8741E-4
Median Detects	6.0900E-4	CV Detects	0.283
Skewness Detects	0.824	Kurtosis Detects	-0.42
Mean of Logged Detects	-7.354	SD of Logged Detects	0.273

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.861	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.818	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.245	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.313	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	3.3225E-4	Standard Error of Mean	9.4026E-5
SD	3.5181E-4	95% KM (BCA) UCL	4.8847E-4
95% KM (t) UCL	4.9201E-4	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	4.7991E-4
95% KM (z) UCL	4.8691E-4	95% KM Bootstrap t UCL	4.7679E-4

90% KM Chebyshev UCL 6.1433E-4	95% KM Chebyshev UCL 7.4210E-4
97.5% KM Chebyshev UCL 9.1944E-4	99% KM Chebyshev UCL 0.00127

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic 0.497	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value 0.716	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic 0.214	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value 0.294	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE) 15.16	k star (bias corrected MLE) 9.559
Theta hat (MLE) 4.3634E-5	Theta star (bias corrected MLE) 6.9205E-5
nu hat (MLE) 242.6	nu star (bias corrected) 152.9
MLE Mean (bias corrected) 6.6150E-4	MLE Sd (bias corrected) 2.1396E-4

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM) 0.892	nu hat (KM) 53.51
Approximate Chi Square Value (53.51, α) 37.71	Adjusted Chi Square Value (53.51, β) 36.94
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$) 4.7152E-4	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$) 4.8130E-4

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum 4.2500E-4	Mean 0.00751
Maximum 0.01	Median 0.01
SD 0.0042	CV 0.559
k hat (MLE) 1.26	k star (bias corrected MLE) 1.156
Theta hat (MLE) 0.00596	Theta star (bias corrected MLE) 0.0065
nu hat (MLE) 75.59	nu star (bias corrected) 69.36
MLE Mean (bias corrected) 0.00751	MLE Sd (bias corrected) 0.00698
	Adjusted Level of Significance (β) 0.041
Approximate Chi Square Value (69.36, α) 51.19	Adjusted Chi Square Value (69.36, β) 50.29
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$) 0.0102	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$) 0.0104

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic 0.909	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value 0.818	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic 0.196	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value 0.313	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale 4.5846E-4	Mean in Log Scale -7.75
SD in Original Scale 1.7283E-4	SD in Log Scale 0.358
95% t UCL (assumes normality of ROS data) 5.1208E-4	95% Percentile Bootstrap UCL 5.0953E-4
95% BCA Bootstrap UCL 5.1751E-4	95% Bootstrap t UCL 5.2120E-4
95% H-UCL (Log ROS) 5.1903E-4	

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged) -10.04	95% H-UCL (KM -Log) 0.0202
KM SD (logged) 2.687	95% Critical H Value (KM-Log) 5.056
KM Standard Error of Mean (logged) 0.718	

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale 9.5983E-4
SD in Original Scale 7.3167E-4
95% t UCL (Assumes normality) 0.00119

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale -8.519
SD in Log Scale 3.03
95% H-Stat UCL 0.467

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL 4.9201E-4

95% KM (Percentile Bootstrap) UCL 4.7991E-4

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cadmium

General Statistics

Total Number of Observations	30	Number of Distinct Observations	21
Number of Detects	13	Number of Non-Detects	17
Number of Distinct Detects	10	Number of Distinct Non-Detects	11
Minimum Detect	7.0000E-6	Minimum Non-Detect	2.0000E-6
Maximum Detect	7.2000E-5	Maximum Non-Detect	0.00113
Variance Detects	5.787E-10	Percent Non-Detects	56.67%
Mean Detects	3.4692E-5	SD Detects	2.4057E-5
Median Detects	3.9000E-5	CV Detects	N/A
Skewness Detects	0.0637	Kurtosis Detects	-1.551
Mean of Logged Detects	-10.6	SD of Logged Detects	0.941

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic 0.876
5% Shapiro Wilk Critical Value 0.866
Lilliefors Test Statistic 0.232
5% Lilliefors Critical Value 0.246

Shapiro Wilk GOF Test

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	2.8563E-5	Standard Error of Mean	6.3571E-6
SD	2.4431E-5	95% KM (BCA) UCL	4.0231E-5
95% KM (t) UCL	3.9364E-5	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	3.8762E-5
95% KM (z) UCL	3.9019E-5	95% KM Bootstrap t UCL	4.1114E-5
90% KM Chebyshev UCL	4.7634E-5	95% KM Chebyshev UCL	5.6273E-5
97.5% KM Chebyshev UCL	6.8263E-5	99% KM Chebyshev UCL	9.1815E-5

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic 1.021
5% A-D Critical Value 0.748
K-S Test Statistic 0.235
5% K-S Critical Value 0.241

Anderson-Darling GOF Test

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov GOF

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE) 1.637
Theta hat (MLE) 2.1187E-5
nu hat (MLE) 42.57

k star (bias corrected MLE) 1.311
Theta star (bias corrected MLE) 2.6466E-5
nu star (bias corrected) 34.08

MLE Mean (bias corrected) 3.4692E-5

MLE Sd (bias corrected) 3.0301E-5

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.367	nu hat (KM)	82.01
Approximate Chi Square Value (82.01, α)	62.14	Adjusted Chi Square Value (82.01, β)	61.14
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	3.7695E-5	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	3.8310E-5

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	7.0000E-6	Mean	0.00568
Maximum	0.01	Median	0.01
SD	0.00502	CV	0.884
k hat (MLE)	0.333	k star (bias corrected MLE)	0.322
Theta hat (MLE)	0.0171	Theta star (bias corrected MLE)	0.0176
nu hat (MLE)	19.99	nu star (bias corrected)	19.33
MLE Mean (bias corrected)	0.00568	MLE Sd (bias corrected)	0.01
		Adjusted Level of Significance (β)	0.041
Approximate Chi Square Value (19.33, α)	10.36	Adjusted Chi Square Value (19.33, β)	9.977
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.0106	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.011

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.806	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.866	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.247	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.246	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	2.4082E-5	Mean in Log Scale	-10.99
SD in Original Scale	1.9555E-5	SD in Log Scale	0.91
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	3.0149E-5	95% Percentile Bootstrap UCL	3.0044E-5
95% BCA Bootstrap UCL	3.0375E-5	95% Bootstrap t UCL	3.1846E-5
95% H-UCL (Log ROS)	3.8194E-5		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal	DL/2 Log-Transformed
Mean in Original Scale	Mean in Log Scale
SD in Original Scale	SD in Log Scale
95% t UCL (Assumes normality)	95% H-Stat UCL

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	3.9364E-5	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	3.8762E-5

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

General Statistics			
Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	22
		Number of Missing Observations	6
Minimum	3.4000E-4	Mean	0.00226
Maximum	0.00838	Median	0.00155
SD	0.00179	Std. Error of Mean	3.6604E-4
Coefficient of Variation	0.792	Skewness	2.082

Normal GOF Test		Shapiro Wilk GOF Test	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.782	Data Not Normal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.916	Lilliefors GOF Test	
Lilliefors Test Statistic	0.221	Data Not Normal at 5% Significance Level	
5% Lilliefors Critical Value	0.181		

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution		95% UCLs (Adjusted for Skewness)	
95% Normal UCL		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.00303
95% Student's-t UCL	0.00289	95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.00292

Gamma GOF Test		Anderson-Darling Gamma GOF Test	
A-D Test Statistic	0.709	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
5% A-D Critical Value	0.754	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test	
K-S Test Statistic	0.172	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level	
5% K-S Critical Value	0.18		

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics			
k hat (MLE)	2.17	k star (bias corrected MLE)	1.927
Theta hat (MLE)	0.00104	Theta star (bias corrected MLE)	0.00117
nu hat (MLE)	104.2	nu star (bias corrected)	92.49
MLE Mean (bias corrected)	0.00226	MLE Sd (bias corrected)	0.00163
		Approximate Chi Square Value (0.05)	71.31
Adjusted Level of Significance	0.0392	Adjusted Chi Square Value	70.01

Assuming Gamma Distribution			
95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)	0.00293	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	0.00299

Lognormal GOF Test		Shapiro Wilk Lognormal GOF Test	
Shapiro Wilk Test Statistic	0.947	Data appear Lognormal at 5% Significance Level	
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.916	Lilliefors Lognormal GOF Test	
Lilliefors Test Statistic	0.182	Data Not Lognormal at 5% Significance Level	
5% Lilliefors Critical Value	0.181		

Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics			
Minimum of Logged Data	-7.987	Mean of logged Data	-6.339
Maximum of Logged Data	-4.782	SD of logged Data	0.727

Assuming Lognormal Distribution			
95% H-UCL	0.00322	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00336
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00385	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00454
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00589		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics
Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.00286	95% Jackknife UCL	0.00289
95% Standard Bootstrap UCL	0.00284	95% Bootstrap-t UCL	0.00318
95% Hall's Bootstrap UCL	0.00364	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0029
95% BCA Bootstrap UCL	0.00309		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00336	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00386
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00455	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0059

Suggested UCL to Use

95% Adjusted Gamma UCL 0.00299

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL. These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets. For additional insight the user may want to consult a statistician.

Cuivre

General Statistics

Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	23
		Number of Missing Observations	6
Minimum	0.0015	Mean	0.0798
Maximum	0.268	Median	0.0542
SD	0.0792	Std. Error of Mean	0.0162
Coefficient of Variation	0.993	Skewness	1.127

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.862	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.916	Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.161	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.181	Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 0.108

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.11
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.108

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.338	Anderson-Darling Gamma GOF Test
5% A-D Critical Value	0.78	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.111	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test
5% K-S Critical Value	0.185	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	0.798	k star (bias corrected MLE)	0.726
Theta hat (MLE)	0.1	Theta star (bias corrected MLE)	0.11
nu hat (MLE)	38.3	nu star (bias corrected)	34.84
MLE Mean (bias corrected)	0.0798	MLE Sd (bias corrected)	0.0937
		Approximate Chi Square Value (0.05)	22.34
Adjusted Level of Significance	0.0392	Adjusted Chi Square Value	21.64

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)	0.124	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)	0.129

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.919	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.916	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.183	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.181	Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-6.502	Mean of logged Data	-3.272
Maximum of Logged Data	-1.316	SD of logged Data	1.508

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.332	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.231
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.286	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.363
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.514		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.106	95% Jackknife UCL	0.108
95% Standard Bootstrap UCL	0.106	95% Bootstrap-t UCL	0.113
95% Hall's Bootstrap UCL	0.111	95% Percentile Bootstrap UCL	0.106
95% BCA Bootstrap UCL	0.109		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.128	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.15
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.181	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.241

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 0.108

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Nickel

General Statistics

Total Number of Observations	30	Number of Distinct Observations	23
Number of Detects	22	Number of Non-Detects	8
Number of Distinct Detects	20	Number of Distinct Non-Detects	3
Minimum Detect	5.0000E-5	Minimum Non-Detect	1.0000E-5
Maximum Detect	0.00324	Maximum Non-Detect	0.00168
Variance Detects	1.0957E-6	Percent Non-Detects	26.67%
Mean Detects	0.00141	SD Detects	0.00105
Median Detects	0.00161	CV Detects	0.743
Skewness Detects	0.0237	Kurtosis Detects	-1.159
Mean of Logged Detects	-7.181	SD of Logged Detects	1.435

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.908	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.911	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.19	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.189	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.00117	Standard Error of Mean	2.0258E-4
SD	0.00101	95% KM (BCA) UCL	0.00152
95% KM (t) UCL	0.00152	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.00151
95% KM (z) UCL	0.00151	95% KM Bootstrap t UCL	0.00153
90% KM Chebyshev UCL	0.00178	95% KM Chebyshev UCL	0.00206
97.5% KM Chebyshev UCL	0.00244	99% KM Chebyshev UCL	0.00319

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	1.627	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.774	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.249	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.191	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	0.944	k star (bias corrected MLE)	0.845
Theta hat (MLE)	0.00149	Theta star (bias corrected MLE)	0.00167
nu hat (MLE)	41.52	nu star (bias corrected)	37.19
MLE Mean (bias corrected)	0.00141	MLE Sd (bias corrected)	0.00153

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.34	nu hat (KM)	80.42
Approximate Chi Square Value (80.42, α)	60.76	Adjusted Chi Square Value (80.42, β)	59.77
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.00155	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.00158

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	5.0000E-5	Mean	0.0037
Maximum	0.01	Median	0.00192
SD	0.00397	CV	1.072
k hat (MLE)	0.678	k star (bias corrected MLE)	0.633
Theta hat (MLE)	0.00545	Theta star (bias corrected MLE)	0.00585
nu hat (MLE)	40.71	nu star (bias corrected)	37.97
MLE Mean (bias corrected)	0.0037	MLE Sd (bias corrected)	0.00465
		Adjusted Level of Significance (β)	0.041
Approximate Chi Square Value (37.97, α)	24.86	Adjusted Chi Square Value (37.97, β)	24.25
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00565	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.00579

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.8	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.911	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.276	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.189	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.00111	Mean in Log Scale	-7.544
SD in Original Scale	0.00103	SD in Log Scale	1.453
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.00143	95% Percentile Bootstrap UCL	0.00141
95% BCA Bootstrap UCL	0.00142	95% Bootstrap t UCL	0.00144
95% H-UCL (Log ROS)	0.0035		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale	0.00123
SD in Original Scale	9.5212E-4
95% t UCL (Assumes normality)	0.00152

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale	-7.326
SD in Log Scale	1.53
95% H-Stat UCL	0.00529

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

97.5% KM (Chebyshev) UCL 0.00244

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Plomb

General Statistics

Total Number of Observations	30	Number of Distinct Observations	24
Number of Detects	23	Number of Non-Detects	7
Number of Distinct Detects	22	Number of Distinct Non-Detects	2
Minimum Detect	1.2000E-4	Minimum Non-Detect	0.00167
Maximum Detect	0.00775	Maximum Non-Detect	0.00168
Variance Detects	3.3135E-6	Percent Non-Detects	23.33%
Mean Detects	0.00211	SD Detects	0.00182
Median Detects	0.00213	CV Detects	0.863
Skewness Detects	1.275	Kurtosis Detects	2.737
Mean of Logged Detects	-6.725	SD of Logged Detects	1.309

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.88
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.914
Lilliefors Test Statistic	0.137
5% Lilliefors Critical Value	0.185

Shapiro Wilk GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.00177	Standard Error of Mean	3.2270E-4
SD	0.0017	95% KM (BCA) UCL	0.00233
95% KM (t) UCL	0.00232	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.0023
95% KM (z) UCL	0.0023	95% KM Bootstrap t UCL	0.00244
90% KM Chebyshev UCL	0.00274	95% KM Chebyshev UCL	0.00318
97.5% KM Chebyshev UCL	0.00378	99% KM Chebyshev UCL	0.00498

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.782
5% A-D Critical Value	0.769
K-S Test Statistic	0.156
5% K-S Critical Value	0.187

Anderson-Darling GOF Test

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov GOF

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.02	k star (bias corrected MLE)	0.916
Theta hat (MLE)	0.00207	Theta star (bias corrected MLE)	0.0023
nu hat (MLE)	46.94	nu star (bias corrected)	42.15

MLE Mean (bias corrected) 0.00211 MLE Sd (bias corrected) 0.0022

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.086	nu hat (KM)	65.19
Approximate Chi Square Value (65.19, α)	47.61	Adjusted Chi Square Value (65.19, β)	46.75
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.00242	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.00247

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	1.2000E-4	Mean	0.00395
Maximum	0.01	Median	0.0028
SD	0.00375	CV	0.948
k hat (MLE)	0.845	k star (bias corrected MLE)	0.783
Theta hat (MLE)	0.00467	Theta star (bias corrected MLE)	0.00504
nu hat (MLE)	50.73	nu star (bias corrected)	46.99
MLE Mean (bias corrected)	0.00395	MLE Sd (bias corrected)	0.00446
		Adjusted Level of Significance (β)	0.041
Approximate Chi Square Value (46.99, α)	32.26	Adjusted Chi Square Value (46.99, β)	31.56
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00576	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.00588

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.861	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.914	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.191	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.185	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.00173	Mean in Log Scale	-6.964
SD in Original Scale	0.00174	SD in Log Scale	1.25
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.00227	95% Percentile Bootstrap UCL	0.00231
95% BCA Bootstrap UCL	0.00234	95% Bootstrap t UCL	0.00242
95% H-UCL (Log ROS)	0.00396		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.00181	Mean in Log Scale	-6.809
SD in Original Scale	0.00168	SD in Log Scale	1.151
95% t UCL (Assumes normality)	0.00233	95% H-Stat UCL	0.00379

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	0.00232	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.0023

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Vanadium

General Statistics

Total Number of Observations	30	Number of Distinct Observations	12
Number of Detects	9	Number of Non-Detects	21
Number of Distinct Detects	9	Number of Distinct Non-Detects	4
Minimum Detect	8.0000E-5	Minimum Non-Detect	1.0000E-5
Maximum Detect	0.00111	Maximum Non-Detect	0.00113
Variance Detects	9.8136E-8	Percent Non-Detects	70%
Mean Detects	8.1111E-4	SD Detects	3.1327E-4
Median Detects	8.9000E-4	CV Detects	0.386
Skewness Detects	-1.82	Kurtosis Detects	3.785
Mean of Logged Detects	-7.293	SD of Logged Detects	0.823

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.826	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.829	Detected Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.238	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.295	Detected Data appear Normal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	4.5379E-4	Standard Error of Mean	1.1942E-4
SD	4.5244E-4	95% KM (BCA) UCL	6.4668E-4
95% KM (t) UCL	6.5670E-4	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	6.4606E-4
95% KM (z) UCL	6.5022E-4	95% KM Bootstrap t UCL	6.5350E-4
90% KM Chebyshev UCL	8.1205E-4	95% KM Chebyshev UCL	9.7433E-4
97.5% KM Chebyshev UCL	0.0012	99% KM Chebyshev UCL	0.00164

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	1.362	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.727	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.328	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.281	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	2.994	k star (bias corrected MLE)	2.07
Theta hat (MLE)	2.7094E-4	Theta star (bias corrected MLE)	3.9187E-4
nu hat (MLE)	53.89	nu star (bias corrected)	37.26
MLE Mean (bias corrected)	8.1111E-4	MLE Sd (bias corrected)	5.6378E-4

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.006	nu hat (KM)	60.36
Approximate Chi Square Value (60.36, α)	43.49	Adjusted Chi Square Value (60.36, β)	42.67
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	6.2976E-4	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	6.4195E-4

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	8.0000E-5	Mean	0.00724
Maximum	0.01	Median	0.01
SD	0.00429	CV	0.592
k hat (MLE)	1.172	k star (bias corrected MLE)	1.077
Theta hat (MLE)	0.00618	Theta star (bias corrected MLE)	0.00673
nu hat (MLE)	70.31	nu star (bias corrected)	64.61
MLE Mean (bias corrected)	0.00724	MLE Sd (bias corrected)	0.00698

Approximate Chi Square Value (64.61, α)	47.11	Adjusted Level of Significance (β)	0.041
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00993	Adjusted Chi Square Value (64.61, β)	46.25
		95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.0101

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.59	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.829	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.344	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.295	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	4.9993E-4	Mean in Log Scale	-7.856
SD in Original Scale	3.3698E-4	SD in Log Scale	0.765
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	6.0447E-4	95% Percentile Bootstrap UCL	6.0103E-4
95% BCA Bootstrap UCL	6.0301E-4	95% Bootstrap t UCL	6.0697E-4
95% H-UCL (Log ROS)	7.0946E-4		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	5.0550E-4	Mean in Log Scale	-8.531
SD in Original Scale	3.4340E-4	SD in Log Scale	2.109
95% t UCL (Assumes normality)	6.1203E-4	95% H-Stat UCL	0.00911

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Normal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	6.5670E-4	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	6.4606E-4

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Zinc

General Statistics

Total Number of Observations	24	Number of Distinct Observations	22
		Number of Missing Observations	6
Minimum	4.0000E-4	Mean	0.00856
Maximum	0.023	Median	0.00685
SD	0.00698	Std. Error of Mean	0.00142
Coefficient of Variation	0.815	Skewness	0.558

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.911	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.916	Data Not Normal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.133	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.181	Data appear Normal at 5% Significance Level

Data appear Approximate Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL		95% UCLs (Adjusted for Skewness)	
95% Student's-t UCL	0.011	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.0111

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 0.011

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	0.431	Anderson-Darling Gamma GOF Test
5% A-D Critical Value	0.769	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.117	Kolmogorov-Smirnoff Gamma GOF Test
5% K-S Critical Value	0.182	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level		

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.142	k star (bias corrected MLE)	1.027
Theta hat (MLE)	0.0075	Theta star (bias corrected MLE)	0.00834
nu hat (MLE)	54.8	nu star (bias corrected)	49.28
MLE Mean (bias corrected)	0.00856	MLE Sd (bias corrected)	0.00845
Adjusted Level of Significance	0.0392	Approximate Chi Square Value (0.05)	34.16
		Adjusted Chi Square Value	33.28

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	0.0124	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	0.0127

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.919	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.916	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.137	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.181	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Data appear Lognormal at 5% Significance Level		

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-7.824	Mean of logged Data	-5.258
Maximum of Logged Data	-3.772	SD of logged Data	1.185

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.021	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0186
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0224	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0278
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0383		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.0109	95% Jackknife UCL	0.011
95% Standard Bootstrap UCL	0.0108	95% Bootstrap-t UCL	0.0112
95% Hall's Bootstrap UCL	0.0111	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0109
95% BCA Bootstrap UCL	0.011		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0128	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0148
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0175	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0227

Suggested UCL to Use

95% Student's-t UCL 0.011

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

3.2 Suivi effectué en 2012-2015 (stations Sud et Nord)

3.2.1 Dioxyde d'azote et particules (paramètres mesurés en continu)

Traitement statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PST, $\text{PM}_{2.5}$ et NO_2 mesurées en continu à Malartic (Stations Nord et Sud) en 2012-2015

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options
Date/Time of Computation 01/27/2016 14:16:56
From File PST-BAM.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

PST - Station Nord

General Statistics

Total Number of Observations	1401	Number of Distinct Observations	99
Number of Detects	1380	Number of Non-Detects	21
Number of Distinct Detects	99	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	347	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	510.7	Percent Non-Detects	1.499%
Mean Detects	21.48	SD Detects	22.6
Median Detects	15	CV Detects	1.052
Skewness Detects	4.533	Kurtosis Detects	40.9
Mean of Logged Detects	2.695	SD of Logged Detects	0.878

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.685
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.182
5% Lilliefors Critical Value	0.0239

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	21.17	Standard Error of Mean	0.603
SD	22.56	95% KM (BCA) UCL	22.23
95% KM (t) UCL	22.16	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	22.18
95% KM (z) UCL	22.16	95% KM Bootstrap t UCL	22.29
90% KM Chebyshev UCL	22.98	95% KM Chebyshev UCL	23.8
97.5% KM Chebyshev UCL	24.93	99% KM Chebyshev UCL	27.17

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	11.33
5% A-D Critical Value	0.772
K-S Test Statistic	0.0773
5% K-S Critical Value	0.0265

Anderson-Darling GOF Test

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov GOF

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.491	k star (bias corrected MLE)	1.488
Theta hat (MLE)	14.41	Theta star (bias corrected MLE)	14.43
nu hat (MLE)	4115	nu star (bias corrected)	4107
MLE Mean (bias corrected)	21.48	MLE Sd (bias corrected)	17.61

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.881	nu hat (KM)	2467
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	2353	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	2353
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	22.2	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	22.2

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	21.15
Maximum	347	Median	15
SD	22.58	CV	1.067
k hat (MLE)	1.213	k star (bias corrected MLE)	1.211
Theta hat (MLE)	17.44	Theta star (bias corrected MLE)	17.47
nu hat (MLE)	3399	nu star (bias corrected)	3393
MLE Mean (bias corrected)	21.15	MLE Sd (bias corrected)	19.22
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0498
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	3259	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	3258
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	22.03	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	22.03

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0431	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0239	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	21.18	Mean in Log Scale	2.661
SD in Original Scale	22.56	SD in Log Scale	0.916
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	22.17	95% Percentile Bootstrap UCL	22.18
95% BCA Bootstrap UCL	22.22	95% Bootstrap t UCL	22.22
95% H-UCL (Log ROS)	N/A		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	21.16	Mean in Log Scale	2.645
SD in Original Scale	22.57	SD in Log Scale	0.964
95% t UCL (Assumes normality)	22.15	95% H-Stat UCL	N/A

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 22.23

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

PST - Station Sud

General Statistics

Total Number of Observations	1399	Number of Distinct Observations	192
		Number of Missing Observations	2
Number of Detects	1370	Number of Non-Detects	29
Number of Distinct Detects	192	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	458	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	2844	Percent Non-Detects	2.073%
Mean Detects	46.66	SD Detects	53.33
Median Detects	27	CV Detects	1.143
Skewness Detects	2.799	Kurtosis Detects	10.74
Mean of Logged Detects	3.346	SD of Logged Detects	1.021

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.708
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.197
5% Lilliefors Critical Value	0.0239

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	45.71	Standard Error of Mean	1.422
SD	53.16	95% KM (BCA) UCL	48.14
95% KM (t) UCL	48.05	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	47.99
95% KM (z) UCL	48.05	95% KM Bootstrap t UCL	48.26
90% KM Chebyshev UCL	49.98	95% KM Chebyshev UCL	51.91
97.5% KM Chebyshev UCL	54.59	99% KM Chebyshev UCL	59.86

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	15.3	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.781	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.0875	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.0268	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.144	k star (bias corrected MLE)	1.142
Theta hat (MLE)	40.8	Theta star (bias corrected MLE)	40.87
nu hat (MLE)	3134	nu star (bias corrected)	3128

MLE Mean (bias corrected)	46.66	MLE Sd (bias corrected)	43.67

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.74	nu hat (KM)	2069
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	1965	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	1964
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	48.15	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	48.15

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	45.69
Maximum	458	Median	27
SD	53.19	CV	1.164
k hat (MLE)	0.911	k star (bias corrected MLE)	0.909
Theta hat (MLE)	50.17	Theta star (bias corrected MLE)	50.25
nu hat (MLE)	2548	nu star (bias corrected)	2544
MLE Mean (bias corrected)	45.69	MLE Sd (bias corrected)	47.92
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0498
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	2428	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	2428
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	47.88	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	47.88

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0239	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0239	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	45.74	Mean in Log Scale	3.291
SD in Original Scale	53.15	SD in Log Scale	1.079
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	48.07	95% Percentile Bootstrap UCL	48.05
95% BCA Bootstrap UCL	48.09	95% Bootstrap t UCL	48.17
95% H-UCL (Log ROS)	N/A		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	3.276	95% H-UCL (KM -Log)	N/A
KM SD (logged)	1.117	95% Critical H Value (KM-Log)	N/A
KM Standard Error of Mean (logged)	0.0299		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale	45.7
SD in Original Scale	53.18
95% t UCL (Assumes normality)	48.04

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale	3.262
SD in Log Scale	1.163
95% H-Stat UCL	N/A

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Lognormal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (Chebyshev) UCL 51.91

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 01/27/2016 14:19:34
From File PM25.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

PM2.5 - Station Nord

General Statistics

Total Number of Observations	1401	Number of Distinct Observations	32
Number of Detects	1301	Number of Non-Detects	100
Number of Distinct Detects	32	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	41	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	23.78	Percent Non-Detects	7.138%
Mean Detects	7.083	SD Detects	4.877
Median Detects	6	CV Detects	0.688
Skewness Detects	1.865	Kurtosis Detects	5.879
Mean of Logged Detects	1.734	SD of Logged Detects	0.701

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.856
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.144
5% Lilliefors Critical Value	0.0246

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	6.649	Standard Error of Mean	0.132
SD	4.952	95% KM (BCA) UCL	6.864
95% KM (t) UCL	6.867	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	6.863
95% KM (z) UCL	6.867	95% KM Bootstrap t UCL	6.864
90% KM Chebyshev UCL	7.046	95% KM Chebyshev UCL	7.226
97.5% KM Chebyshev UCL	7.475	99% KM Chebyshev UCL	7.966

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic 5.481

Anderson-Darling GOF Test

5% A-D Critical Value	0.765	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.0673	Kolmogrov-Smirnoff GOF
5% K-S Critical Value	0.0269	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	2.385	k star (bias corrected MLE)	2.38
Theta hat (MLE)	2.97	Theta star (bias corrected MLE)	2.976
nu hat (MLE)	6205	nu star (bias corrected)	6192
MLE Mean (bias corrected)	7.083	MLE Sd (bias corrected)	4.591

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.803	nu hat (KM)	5052
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	4888	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	4888
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	6.872	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	6.872

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	6.6
Maximum	41	Median	6
SD	5.012	CV	0.759
k hat (MLE)	1.302	k star (bias corrected MLE)	1.3
Theta hat (MLE)	5.068	Theta star (bias corrected MLE)	5.077
nu hat (MLE)	3649	nu star (bias corrected)	3642
MLE Mean (bias corrected)	6.6	MLE Sd (bias corrected)	5.789
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0498
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	3503	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	3503
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	6.863	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	6.863

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0938	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0246	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	6.662	Mean in Log Scale	1.619
SD in Original Scale	4.939	SD in Log Scale	0.795
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	6.879	95% Percentile Bootstrap UCL	6.871
95% BCA Bootstrap UCL	6.878	95% Bootstrap t UCL	6.888
95% H-UCL (Log ROS)	N/A		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	6.613	Mean in Log Scale	1.56
SD in Original Scale	4.996	SD in Log Scale	0.92
95% t UCL (Assumes normality)	6.833	95% H-Stat UCL	N/A

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 6.864

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

PM2.5 - Station Sud

General Statistics

Total Number of Observations	1401	Number of Distinct Observations	28
Number of Detects	1316	Number of Non-Detects	85
Number of Distinct Detects	28	Number of Distinct Non-Detects	1
Minimum Detect	1	Minimum Non-Detect	1
Maximum Detect	35	Maximum Non-Detect	1
Variance Detects	16.12	Percent Non-Detects	6.067%
Mean Detects	6.805	SD Detects	4.015
Median Detects	6	CV Detects	0.59
Skewness Detects	1.345	Kurtosis Detects	3.986
Mean of Logged Detects	1.731	SD of Logged Detects	0.654

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.914
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.123
5% Lilliefors Critical Value	0.0244

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	6.453	Standard Error of Mean	0.11
SD	4.129	95% KM (BCA) UCL	6.64
95% KM (t) UCL	6.635	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	6.632
95% KM (z) UCL	6.635	95% KM Bootstrap t UCL	6.632
90% KM Chebyshev UCL	6.784	95% KM Chebyshev UCL	6.934
97.5% KM Chebyshev UCL	7.142	99% KM Chebyshev UCL	7.551

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	6.047	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.762	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.0738	Kolmogorov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.0267	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	2.832	k star (bias corrected MLE)	2.826
Theta hat (MLE)	2.403	Theta star (bias corrected MLE)	2.408
nu hat (MLE)	7454	nu star (bias corrected)	7438
MLE Mean (bias corrected)	6.805	MLE Sd (bias corrected)	4.048

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	2.443	nu hat (KM)	6844
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	6653	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	6653
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	6.639	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	6.639

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.01	Mean	6.445
Maximum	35	Median	6
SD	4.142	CV	0.643
k hat (MLE)	2.064	k star (bias corrected MLE)	2.06
Theta hat (MLE)	3.123	Theta star (bias corrected MLE)	3.128
nu hat (MLE)	5784	nu star (bias corrected)	5773
MLE Mean (bias corrected)	6.445	MLE Sd (bias corrected)	4.49
		Adjusted Level of Significance (β)	0.0498
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	5597	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	5597
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	6.648	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	6.648

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.114	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0244	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	6.472	Mean in Log Scale	1.64
SD in Original Scale	4.107	SD in Log Scale	0.73
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	6.653	95% Percentile Bootstrap UCL	6.647
95% BCA Bootstrap UCL	6.663	95% Bootstrap t UCL	6.656
95% H-UCL (Log ROS)	N/A		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	6.423	Mean in Log Scale	1.584
SD in Original Scale	4.172	SD in Log Scale	0.859
95% t UCL (Assumes normality)	6.606	95% H-Stat UCL	N/A

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 6.64

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets

User Selected Options

Date/Time of Computation 01/25/2016 14:18:10
From File NO2-A1.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

NO2 - Station Nord

General Statistics

Total Number of Observations	31037	Number of Distinct Observations	70
		Number of Missing Observations	20
Minimum	0	Mean	4.691
Maximum	561	Median	1
SD	8.825	Std. Error of Mean	0.0501
Coefficient of Variation	1.881	Skewness	10.34

Normal GOF Test

Lilliefors Test Statistic 0.297
5% Lilliefors Critical Value 0.00503

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 4.774

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 4.777

95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 4.774

Gamma Statistics Not Available

Lognormal Statistics Not Available

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	4.774	95% Jackknife UCL	4.774
95% Standard Bootstrap UCL	4.774	95% Bootstrap-t UCL	4.781
95% Hall's Bootstrap UCL	4.783	95% Percentile Bootstrap UCL	4.777
95% BCA Bootstrap UCL	4.777		

90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	4.842	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	4.91
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	5.004	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	5.19

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 4.91

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002)

and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets

User Selected Options

Date/Time of Computation 01/25/2016 14:23:15
From File NO2-A2.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

NO2 - Station Sud

General Statistics

Total Number of Observations	30247	Number of Distinct Observations	93
		Number of Missing Observations	454
Minimum	0	Mean	10.05
Maximum	131	Median	5
SD	12.68	Std. Error of Mean	0.0729
Coefficient of Variation	1.262	Skewness	1.885

Normal GOF Test

Lilliefors Test Statistic 0.214
5% Lilliefors Critical Value 0.00509

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 10.17

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 10.17
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 10.17

Gamma Statistics Not Available

Lognormal Statistics Not Available

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	10.17	95% Jackknife UCL	10.17
95% Standard Bootstrap UCL	10.17	95% Bootstrap-t UCL	10.17

95% Hall's Bootstrap UCL	10.17	95% Percentile Bootstrap UCL	10.17
95% BCA Bootstrap UCL	10.17		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	10.27	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	10.37
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	10.5	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	10.78

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 10.37

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

3.2.2 PST et métaux (paramètres mesurés sur filtre)

Traitement statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de PST et métaux mesurées à Malartic (Station Sud) en 2012-2015

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 01/25/2016 12:22:13
From File PST-A2-HV.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

PST (échantillonnage Hi-Vol)

Note: dans le rapport (tableau 4), les concentrations égales à zéro ($n=1$) ont été rapportées comme <LD

General Statistics

Total Number of Observations	232	Number of Distinct Observations	223
		Number of Missing Observations	0
Minimum	0	Mean	61.92
Maximum	399.7	Median	43.8
SD	61.01	Std. Error of Mean	4.006
Coefficient of Variation	0.985	Skewness	2.367

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic 0.776
5% Shapiro Wilk P Value 0
Lilliefors Test Statistic 0.169
5% Lilliefors Critical Value 0.0582

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL 68.53

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995) 69.17
95% Modified-t UCL (Johnson-1978) 68.64

Gamma Statistics Not Available

Lognormal Statistics Not Available

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	68.51	95% Jackknife UCL	68.53
95% Standard Bootstrap UCL	68.56	95% Bootstrap-t UCL	69.31
95% Hall's Bootstrap UCL	69.22	95% Percentile Bootstrap UCL	69.01
95% BCA Bootstrap UCL	69		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	73.94	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	79.38
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	86.93	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	101.8

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 79.38

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 01/25/2016 11:13:06
From File Métaux.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

Arsenic

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	230
Number of Detects	206	Number of Non-Detects	25
Number of Distinct Detects	206	Number of Distinct Non-Detects	24
Minimum Detect	1.5700E-4	Minimum Non-Detect	1.6000E-4
Maximum Detect	0.00454	Maximum Non-Detect	2.1742E-4
Variance Detects	4.9104E-7	Percent Non-Detects	10.82%
Mean Detects	7.7296E-4	SD Detects	7.0075E-4
Median Detects	5.2473E-4	CV Detects	0.907
Skewness Detects	2.53	Kurtosis Detects	7.361
Mean of Logged Detects	-7.436	SD of Logged Detects	0.693

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic 0.712
5% Shapiro Wilk P Value 0
Lilliefors Test Statistic 0.209
5% Lilliefors Critical Value 0.0617

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	7.0680E-4	Standard Error of Mean	4.5307E-5
SD	6.8692E-4	95% KM (BCA) UCL	7.8217E-4
95% KM (t) UCL	7.8162E-4	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	7.7899E-4
95% KM (z) UCL	7.8132E-4	95% KM Bootstrap t UCL	7.9240E-4
90% KM Chebyshev UCL	8.4272E-4	95% KM Chebyshev UCL	9.0428E-4
97.5% KM Chebyshev UCL	9.8974E-4	99% KM Chebyshev UCL	0.00116

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	5.577	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.766	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.116	Kolmogrov-Smirnoff GOF
5% K-S Critical Value	0.0638	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.994	k star (bias corrected MLE)	1.969
Theta hat (MLE)	3.8755E-4	Theta star (bias corrected MLE)	3.9263E-4
nu hat (MLE)	821.7	nu star (bias corrected)	811.1
MLE Mean (bias corrected)	7.7296E-4	MLE Sd (bias corrected)	5.5090E-4

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.059	nu hat (KM)	489.1
Approximate Chi Square Value (489.12, α)	438.8	Adjusted Chi Square Value (489.12, β)	438.5
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	7.8778E-4	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	7.8831E-4

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	1.5700E-4	Mean	0.00177
Maximum	0.01	Median	6.2323E-4
SD	0.00295	CV	1.664
k hat (MLE)	0.753	k star (bias corrected MLE)	0.746
Theta hat (MLE)	0.00235	Theta star (bias corrected MLE)	0.00237
nu hat (MLE)	348.1	nu star (bias corrected)	344.9
MLE Mean (bias corrected)	0.00177	MLE Sd (bias corrected)	0.00205
		Adjusted Level of Significance (β)	0.049
Approximate Chi Square Value (344.87, α)	302.8	Adjusted Chi Square Value (344.87, β)	302.6
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00202	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.00202

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0713	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0617	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	7.0393E-4	Mean in Log Scale	-7.596
SD in Original Scale	6.9074E-4	SD in Log Scale	0.8
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	7.7899E-4	95% Percentile Bootstrap UCL	7.7957E-4
95% BCA Bootstrap UCL	7.8597E-4	95% Bootstrap t UCL	7.8814E-4
95% H-UCL (Log ROS)	7.6874E-4		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale 6.9935E-4
SD in Original Scale 6.9464E-4
95% t UCL (Assumes normality) 7.7483E-4

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale -7.637
SD in Log Scale 0.873
95% H-Stat UCL 7.9445E-4

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 7.8217E-4

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Béryllium

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	181
Number of Detects	9	Number of Non-Detects	222
Number of Distinct Detects	9	Number of Distinct Non-Detects	172
Minimum Detect	3.0830E-6	Minimum Non-Detect	1.2922E-5
Maximum Detect	4.1100E-4	Maximum Non-Detect	1.9049E-4
Variance Detects	2.4997E-8	Percent Non-Detects	96.1%
Mean Detects	1.1338E-4	SD Detects	1.5810E-4
Median Detects	1.9344E-5	CV Detects	1.394
Skewness Detects	1.209	Kurtosis Detects	-0.153
Mean of Logged Detects	-10.33	SD of Logged Detects	1.794

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.73
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.829
Lilliefors Test Statistic	0.371
5% Lilliefors Critical Value	0.295

Shapiro Wilk GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	1.6414E-5	Standard Error of Mean	4.1428E-6
SD	3.6249E-5	95% KM (BCA) UCL	2.3515E-5
95% KM (t) UCL	2.3256E-5	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	2.3052E-5
95% KM (z) UCL	2.3229E-5	95% KM Bootstrap t UCL	2.5638E-5
90% KM Chebyshev UCL	2.8843E-5	95% KM Chebyshev UCL	3.4472E-5
97.5% KM Chebyshev UCL	4.2286E-5	99% KM Chebyshev UCL	5.7635E-5

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.704	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.77	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.287	Kolmogrov-Smirnoff GOF
5% K-S Critical Value	0.294	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	0.508	k star (bias corrected MLE)	0.413
Theta hat (MLE)	2.2320E-4	Theta star (bias corrected MLE)	2.7471E-4
nu hat (MLE)	9.144	nu star (bias corrected)	7.429
MLE Mean (bias corrected)	1.1338E-4	MLE Sd (bias corrected)	1.7649E-4

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.205	nu hat (KM)	94.73
Approximate Chi Square Value (94.73, α)	73.28	Adjusted Chi Square Value (94.73, β)	73.17
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	2.1218E-5	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	2.1252E-5

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	3.0830E-6	Mean	0.00961
Maximum	0.01	Median	0.01
SD	0.00192	CV	0.199
k hat (MLE)	2.875	k star (bias corrected MLE)	2.841
Theta hat (MLE)	0.00334	Theta star (bias corrected MLE)	0.00338
nu hat (MLE)	1328	nu star (bias corrected)	1313
MLE Mean (bias corrected)	0.00961	MLE Sd (bias corrected)	0.0057
		Adjusted Level of Significance (β)	0.049
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	1229	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	1229
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.0103	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.0103

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.902	Shapiro Wilk GOF Test
5% Shapiro Wilk Critical Value	0.829	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.197	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.295	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	1.5094E-5	Mean in Log Scale	-11.45
SD in Original Scale	3.5943E-5	SD in Log Scale	0.58
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1.9000E-5	95% Percentile Bootstrap UCL	1.9055E-5
95% BCA Bootstrap UCL	2.1590E-5	95% Bootstrap t UCL	2.3882E-5
95% H-UCL (Log ROS)	1.3459E-5		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-11.49	95% H-UCL (KM -Log)	1.6049E-5
KM SD (logged)	0.828	95% Critical H Value (KM-Log)	2.015
KM Standard Error of Mean (logged)	0.302		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale	7.1581E-5
SD in Original Scale	3.2605E-5
95% t UCL (Assumes normality)	7.5124E-5

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale	-9.616
SD in Log Scale	0.425
95% H-Stat UCL	7.6665E-5

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL	2.3256E-5	95% GROS Approximate Gamma UCL	0.0103
95% Approximate Gamma KM-UCL	2.1218E-5		

Warning: Recommended UCL exceeds the maximum observation

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Cadmium

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	216
Number of Detects	103	Number of Non-Detects	128
Number of Distinct Detects	98	Number of Distinct Non-Detects	123
Minimum Detect	4.8447E-5	Minimum Non-Detect	7.3200E-5
Maximum Detect	2.9364E-4	Maximum Non-Detect	2.0800E-4
Variance Detects	2.7221E-9	Percent Non-Detects	55.41%
Mean Detects	1.4080E-4	SD Detects	5.2174E-5
Median Detects	1.2700E-4	CV Detects	0.371
Skewness Detects	0.861	Kurtosis Detects	0.133
Mean of Logged Detects	-8.933	SD of Logged Detects	0.36

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.924
5% Shapiro Wilk P Value	2.6664E-6
Lilliefors Test Statistic	0.129
5% Lilliefors Critical Value	0.0873

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	1.0416E-4	Standard Error of Mean	3.8231E-6
SD	4.9143E-5	95% KM (BCA) UCL	1.1058E-4
95% KM (t) UCL	1.1048E-4	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	1.1014E-4
95% KM (z) UCL	1.1045E-4	95% KM Bootstrap t UCL	1.1092E-4
90% KM Chebyshev UCL	1.1563E-4	95% KM Chebyshev UCL	1.2083E-4
97.5% KM Chebyshev UCL	1.2804E-4	99% KM Chebyshev UCL	1.4220E-4

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	0.825
5% A-D Critical Value	0.753
K-S Test Statistic	0.0827
5% K-S Critical Value	0.0887

Anderson-Darling GOF Test

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov GOF

Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	7.912	k star (bias corrected MLE)	7.688
Theta hat (MLE)	1.7796E-5	Theta star (bias corrected MLE)	1.8315E-5
nu hat (MLE)	1630	nu star (bias corrected)	1584
MLE Mean (bias corrected)	1.4080E-4	MLE Sd (bias corrected)	5.0781E-5

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	4.493	nu hat (KM)	2076
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	1971	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	1970
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	1.0970E-4	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	1.0974E-4

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	4.8447E-5	Mean	0.0056
Maximum	0.01	Median	0.01
SD	0.00491	CV	0.876
k hat (MLE)	0.474	k star (bias corrected MLE)	0.471
Theta hat (MLE)	0.0118	Theta star (bias corrected MLE)	0.0119
nu hat (MLE)	219.1	nu star (bias corrected)	217.6
MLE Mean (bias corrected)	0.0056	MLE Sd (bias corrected)	0.00817
		Adjusted Level of Significance (β)	0.049
Approximate Chi Square Value (217.59, α)	184.4	Adjusted Chi Square Value (217.59, β)	184.3
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00661	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.00662

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0585	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0873	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level		

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	1.0118E-4	Mean in Log Scale	-9.292
SD in Original Scale	4.9998E-5	SD in Log Scale	0.409
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	1.0662E-4	95% Percentile Bootstrap UCL	1.0673E-4
95% BCA Bootstrap UCL	1.0728E-4	95% Bootstrap t UCL	1.0697E-4
95% H-UCL (Log ROS)	1.0504E-4		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-9.26	95% H-UCL (KM -Log)	1.0853E-4
KM SD (logged)	0.41	95% Critical H Value (KM-Log)	1.763
KM Standard Error of Mean (logged)	0.0422		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal

Mean in Original Scale	9.0961E-5
SD in Original Scale	5.7251E-5
95% t UCL (Assumes normality)	9.7182E-5

DL/2 Log-Transformed

Mean in Log Scale	-9.471
SD in Log Scale	0.555
95% H-Stat UCL	9.6187E-5

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Gamma Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (t) UCL 1.1048E-4 95% GROS Approximate Gamma UCL 0.00661
95% Approximate Gamma KM-UCL 1.0970E-4

Warning: Recommended UCL exceeds the maximum observation

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Chrome

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	229
		Number of Missing Observations	0
Minimum	9.0165E-4	Mean	0.00823
Maximum	0.0503	Median	0.00589
SD	0.00754	Std. Error of Mean	4.9614E-4
Coefficient of Variation	0.916	Skewness	2.429

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.748
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.191
5% Lilliefors Critical Value	0.0583

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL	0.00905

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.00913
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.00906

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	3.341
5% A-D Critical Value	0.769
K-S Test Statistic	0.0865
5% K-S Critical Value	0.061

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.772	k star (bias corrected MLE)	1.752
Theta hat (MLE)	0.00464	Theta star (bias corrected MLE)	0.0047
nu hat (MLE)	818.6	nu star (bias corrected)	809.3
MLE Mean (bias corrected)	0.00823	MLE Sd (bias corrected)	0.00622
		Approximate Chi Square Value (0.05)	744.3
Adjusted Level of Significance	0.049	Adjusted Chi Square Value	743.9

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	0.00895	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	0.00895

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.979	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk P Value	0.242	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.0404	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0583	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-7.011	Mean of logged Data	-5.108
Maximum of Logged Data	-2.99	SD of logged Data	0.771

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.009	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00953
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0102	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.011
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0128		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.00904	95% Jackknife UCL	0.00905
95% Standard Bootstrap UCL	0.00906	95% Bootstrap-t UCL	0.00914
95% Hall's Bootstrap UCL	0.00917	95% Percentile Bootstrap UCL	0.00907
95% BCA Bootstrap UCL	0.00914		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00972	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0104
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0113	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0132

Suggested UCL to Use

95% H-UCL	0.009	<i>Compte tenu des notes ci-dessous, la LSC95 retenue est celle de Chebyshev (voir ci-haut)</i>

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

ProUCL computes and outputs H-statistic based UCLs for historical reasons only.

H-statistic often results in unstable (both high and low) values of UCL95 as shown in examples in the Technical Guide.

It is therefore recommended to avoid the use of H-statistic based 95% UCLs.

Use of nonparametric methods are preferred to compute UCL95 for skewed data sets which do not follow a gamma distribution.

Cuivre

General Statistics			
Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	224
		Number of Missing Observations	0
Minimum	0.00789	Mean	0.0698
Maximum	1.297	Median	0.0362
SD	0.113	Std. Error of Mean	0.00744
Coefficient of Variation	1.621	Skewness	6.934
Normal GOF Test			
Shapiro Wilk Test Statistic	0.461	Shapiro Wilk GOF Test	
5% Shapiro Wilk P Value	0	Data Not Normal at 5% Significance Level	
Lilliefors Test Statistic	0.297	Lilliefors GOF Test	
5% Lilliefors Critical Value	0.0583	Data Not Normal at 5% Significance Level	
Data Not Normal at 5% Significance Level			
Assuming Normal Distribution			
95% Normal UCL		95% UCLs (Adjusted for Skewness)	
95% Student's-t UCL	0.0821	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.0856
		95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.0826
Gamma GOF Test			
A-D Test Statistic	11	Anderson-Darling Gamma GOF Test	
5% A-D Critical Value	0.778	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level	
K-S Test Statistic	0.155	Kolmogrov-Smirmoff Gamma GOF Test	
5% K-S Critical Value	0.0615	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level	
Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level			
Gamma Statistics			
k hat (MLE)	1.237	k star (bias corrected MLE)	1.224
Theta hat (MLE)	0.0564	Theta star (bias corrected MLE)	0.057
nu hat (MLE)	571.5	nu star (bias corrected)	565.4
MLE Mean (bias corrected)	0.0698	MLE Sd (bias corrected)	0.0631
		Approximate Chi Square Value (0.05)	511.2
Adjusted Level of Significance	0.049	Adjusted Chi Square Value	510.9

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	0.0772	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	0.0772

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.938
5% Shapiro Wilk P Value	4.037E-12
Lilliefors Test Statistic	0.11
5% Lilliefors Critical Value	0.0583

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-4.842	Mean of logged Data	-3.118
Maximum of Logged Data	0.26	SD of logged Data	0.837

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.0702	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0746
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0801	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0876
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.102		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.082	95% Jackknife UCL	0.0821
95% Standard Bootstrap UCL	0.0823	95% Bootstrap-t UCL	0.0881
95% Hall's Bootstrap UCL	0.0976	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0822
95% BCA Bootstrap UCL	0.089		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0921	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.102
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.116	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.144

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 0.102

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

Nickel

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	230
Number of Detects	223	Number of Non-Detects	8
Number of Distinct Detects	222	Number of Distinct Non-Detects	8
Minimum Detect	7.7800E-4	Minimum Non-Detect	7.8400E-4
Maximum Detect	0.182	Maximum Non-Detect	0.00113
Variance Detects	3.2292E-4	Percent Non-Detects	3.463%
Mean Detects	0.00759	SD Detects	0.018
Median Detects	0.00387	CV Detects	2.368
Skewness Detects	7.678	Kurtosis Detects	63.88
Mean of Logged Detects	-5.449	SD of Logged Detects	0.866

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.3
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.352
5% Lilliefors Critical Value	0.0593

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.00735	Standard Error of Mean	0.00116
SD	0.0177	95% KM (BCA) UCL	0.00948
95% KM (t) UCL	0.00928	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.00946
95% KM (z) UCL	0.00927	95% KM Bootstrap t UCL	0.0118
90% KM Chebyshev UCL	0.0108	95% KM Chebyshev UCL	0.0124
97.5% KM Chebyshev UCL	0.0146	99% KM Chebyshev UCL	0.0189

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	12.81
5% A-D Critical Value	0.784
K-S Test Statistic	0.186
5% K-S Critical Value	0.0627

Anderson-Darling GOF Test

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogrov-Smirnoff GOF

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.015	k star (bias corrected MLE)	1.005
Theta hat (MLE)	0.00748	Theta star (bias corrected MLE)	0.00756
nu hat (MLE)	452.8	nu star (bias corrected)	448
MLE Mean (bias corrected)	0.00759	MLE Sd (bias corrected)	0.00757

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.173	nu hat (KM)	80.13
Approximate Chi Square Value (80.13, α)	60.51	Adjusted Chi Square Value (80.13, β)	60.4
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.00974	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.00976

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	7.7800E-4	Mean	0.00767
Maximum	0.182	Median	0.00404
SD	0.0177	CV	2.302
k hat (MLE)	1.045	k star (bias corrected MLE)	1.035
Theta hat (MLE)	0.00734	Theta star (bias corrected MLE)	0.00742
nu hat (MLE)	483	nu star (bias corrected)	478
MLE Mean (bias corrected)	0.00767	MLE Sd (bias corrected)	0.00754
		Adjusted Level of Significance (β)	0.049
Approximate Chi Square Value (478.03, α)	428.3	Adjusted Chi Square Value (478.03, β)	428
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00856	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.00857

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0768	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0593	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level
Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level		

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.00735	Mean in Log Scale	-5.516
SD in Original Scale	0.0177	SD in Log Scale	0.922
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.00927	95% Percentile Bootstrap UCL	0.00948
95% BCA Bootstrap UCL	0.0102	95% Bootstrap t UCL	0.0107
95% H-UCL (Log ROS)	0.00699		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.00734	Mean in Log Scale	-5.526
SD in Original Scale	0.0177	SD in Log Scale	0.944
95% t UCL (Assumes normality)	0.00927	95% H-Stat UCL	0.00709

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 0.00948

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Plomb

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	227
		Number of Missing Observations	0
Minimum	2.0000E-4	Mean	0.0028
Maximum	0.0235	Median	0.00193
SD	0.0027	Std. Error of Mean	1.7798E-4
Coefficient of Variation	0.965	Skewness	3.307

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.725
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.187
5% Lilliefors Critical Value	0.0583

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL	0.0031

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.00314
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.0031

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	2.52
5% A-D Critical Value	0.769
K-S Test Statistic	0.0981
5% K-S Critical Value	0.0611

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogrov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.694	k star (bias corrected MLE)	1.675
Theta hat (MLE)	0.00165	Theta star (bias corrected MLE)	0.00167
nu hat (MLE)	782.7	nu star (bias corrected)	773.9
MLE Mean (bias corrected)	0.0028	MLE Sd (bias corrected)	0.00216
		Approximate Chi Square Value (0.05)	710.3
Adjusted Level of Significance	0.049	Adjusted Chi Square Value	710

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	0.00305	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	0.00305

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.989	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test
5% Shapiro Wilk P Value	0.908	Data appear Lognormal at 5% Significance Level
Lilliefors Test Statistic	0.044	Lilliefors Lognormal GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0583	Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-8.517	Mean of logged Data	-6.201
Maximum of Logged Data	-3.751	SD of logged Data	0.799

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.0031	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00329
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00352	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00383
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.00445		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.00309	95% Jackknife UCL	0.0031
95% Standard Bootstrap UCL	0.00309	95% Bootstrap-t UCL	0.00313
95% Hall's Bootstrap UCL	0.00319	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0031
95% BCA Bootstrap UCL	0.00311		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00334	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00358
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00391	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.00457

Suggested UCL to Use

95% H-UCL	0.0031	<i>Compte tenu des notes ci-dessous, la LSC95 retenue est celle de Chebyshev (voir ci-haut)</i>

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002) and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

ProUCL computes and outputs H-statistic based UCLs for historical reasons only.

H-statistic often results in unstable (both high and low) values of UCL95 as shown in examples in the Technical Guide.

It is therefore recommended to avoid the use of H-statistic based 95% UCLs.

Use of nonparametric methods are preferred to compute UCL95 for skewed data sets which do not follow a gamma distribution.

Vanadium

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	228
Number of Detects	199	Number of Non-Detects	32
Number of Distinct Detects	196	Number of Distinct Non-Detects	32
Minimum Detect	1.5900E-4	Minimum Non-Detect	7.1700E-4
Maximum Detect	0.0308	Maximum Non-Detect	0.00154
Variance Detects	1.6987E-5	Percent Non-Detects	13.85%
Mean Detects	0.0036	SD Detects	0.00412
Median Detects	0.00229	CV Detects	1.144
Skewness Detects	3.612	Kurtosis Detects	17.36
Mean of Logged Detects	-6.044	SD of Logged Detects	0.918

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.654
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.214
5% Lilliefors Critical Value	0.0628

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.00319	Standard Error of Mean	2.6082E-4
SD	0.00395	95% KM (BCA) UCL	0.0036
95% KM (t) UCL	0.00362	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.00364
95% KM (z) UCL	0.00362	95% KM Bootstrap t UCL	0.00372
90% KM Chebyshev UCL	0.00397	95% KM Chebyshev UCL	0.00433
97.5% KM Chebyshev UCL	0.00482	99% KM Chebyshev UCL	0.00579

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	2.517
5% A-D Critical Value	0.775
K-S Test Statistic	0.101
5% K-S Critical Value	0.0653

Anderson-Darling GOF Test

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov GOF

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	1.338	k star (bias corrected MLE)	1.322
Theta hat (MLE)	0.00269	Theta star (bias corrected MLE)	0.00273
nu hat (MLE)	532.7	nu star (bias corrected)	526
MLE Mean (bias corrected)	0.0036	MLE Sd (bias corrected)	0.00313

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	0.652	nu hat (KM)	301.1
Approximate Chi Square Value (301.07, α)	261.9	Adjusted Chi Square Value (301.07, β)	261.6
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.00367	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.00367

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	1.5900E-4	Mean	0.00449
Maximum	0.0308	Median	0.00289
SD	0.00442	CV	0.985
k hat (MLE)	1.281	k star (bias corrected MLE)	1.267
Theta hat (MLE)	0.0035	Theta star (bias corrected MLE)	0.00354
nu hat (MLE)	591.8	nu star (bias corrected)	585.4
MLE Mean (bias corrected)	0.00449	MLE Sd (bias corrected)	0.00399
		Adjusted Level of Significance (β)	0.049
Approximate Chi Square Value (585.44, α)	530.3	Adjusted Chi Square Value (585.44, β)	530
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.00495	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.00496

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.063	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0628	Detected Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.00319	Mean in Log Scale	-6.224
SD in Original Scale	0.00396	SD in Log Scale	0.965
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.00362	95% Percentile Bootstrap UCL	0.00367
95% BCA Bootstrap UCL	0.00369	95% Bootstrap t UCL	0.00371
95% H-UCL (Log ROS)	0.00361		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-6.242	95% H-UCL (KM -Log)	0.0037
KM SD (logged)	1	95% Critical H Value (KM-Log)	2.152
KM Standard Error of Mean (logged)	0.068		

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.00318	Mean in Log Scale	-6.255
SD in Original Scale	0.00397	SD in Log Scale	1.003
95% t UCL (Assumes normality)	0.00361	95% H-Stat UCL	0.00366

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Lognormal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 0.0036

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

Zinc

General Statistics

Total Number of Observations	231	Number of Distinct Observations	216
Number of Detects	227	Number of Non-Detects	4
Number of Distinct Detects	212	Number of Distinct Non-Detects	4
Minimum Detect	0.00471	Minimum Non-Detect	0.00437
Maximum Detect	0.185	Maximum Non-Detect	0.00501
Variance Detects	2.2973E-4	Percent Non-Detects	1.732%
Mean Detects	0.0167	SD Detects	0.0152
Median Detects	0.0141	CV Detects	0.91
Skewness Detects	7.12	Kurtosis Detects	70.63
Mean of Logged Detects	-4.266	SD of Logged Detects	0.527

Normal GOF Test on Detects Only

Shapiro Wilk Test Statistic	0.525
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.219
5% Lilliefors Critical Value	0.0588

Normal GOF Test on Detected Observations Only

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Detected Data Not Normal at 5% Significance Level

Kaplan-Meier (KM) Statistics using Normal Critical Values and other Nonparametric UCLs

Mean	0.0164	Standard Error of Mean	9.9414E-4
SD	0.0151	95% KM (BCA) UCL	0.0183
95% KM (t) UCL	0.0181	95% KM (Percentile Bootstrap) UCL	0.0182
95% KM (z) UCL	0.0181	95% KM Bootstrap t UCL	0.019
90% KM Chebyshev UCL	0.0194	95% KM Chebyshev UCL	0.0208
97.5% KM Chebyshev UCL	0.0227	99% KM Chebyshev UCL	0.0263

Gamma GOF Tests on Detected Observations Only

A-D Test Statistic	4.469	Anderson-Darling GOF Test
5% A-D Critical Value	0.76	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level
K-S Test Statistic	0.0975	Kolmogrov-Smirnov GOF
5% K-S Critical Value	0.0609	Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Detected Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics on Detected Data Only

k hat (MLE)	3.085	k star (bias corrected MLE)	3.047
Theta hat (MLE)	0.0054	Theta star (bias corrected MLE)	0.00547
nu hat (MLE)	1401	nu star (bias corrected)	1383
MLE Mean (bias corrected)	0.0167	MLE Sd (bias corrected)	0.00954

Gamma Kaplan-Meier (KM) Statistics

k hat (KM)	1.19	nu hat (KM)	549.8
Approximate Chi Square Value (549.84, α)	496.5	Adjusted Chi Square Value (549.84, β)	496.1
95% Gamma Approximate KM-UCL (use when $n \geq 50$)	0.0182	95% Gamma Adjusted KM-UCL (use when $n < 50$)	0.0182

Gamma ROS Statistics using Imputed Non-Detects

GROS may not be used when data set has > 50% NDs with many tied observations at multiple DLs

GROS may not be used when kstar of detected data is small such as < 0.1

For such situations, GROS method tends to yield inflated values of UCLs and BTVs

For gamma distributed detected data, BTVs and UCLs may be computed using gamma distribution on KM estimates

Minimum	0.00471	Mean	0.0165
Maximum	0.185	Median	0.0139
SD	0.015	CV	0.91
k hat (MLE)	3.103	k star (bias corrected MLE)	3.066
Theta hat (MLE)	0.00533	Theta star (bias corrected MLE)	0.0054
nu hat (MLE)	1434	nu star (bias corrected)	1417
MLE Mean (bias corrected)	0.0165	MLE Sd (bias corrected)	0.00945
		Adjusted Level of Significance (β)	0.049
Approximate Chi Square Value (N/A, α)	1330	Adjusted Chi Square Value (N/A, β)	1330
95% Gamma Approximate UCL (use when $n \geq 50$)	0.0176	95% Gamma Adjusted UCL (use when $n < 50$)	0.0176

Lognormal GOF Test on Detected Observations Only

Lilliefors Test Statistic	0.0452	Lilliefors GOF Test
5% Lilliefors Critical Value	0.0588	Detected Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Detected Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal ROS Statistics Using Imputed Non-Detects

Mean in Original Scale	0.0164	Mean in Log Scale	-4.288
SD in Original Scale	0.0151	SD in Log Scale	0.55
95% t UCL (assumes normality of ROS data)	0.0181	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0181
95% BCA Bootstrap UCL	0.0188	95% Bootstrap t UCL	0.0189
95% H-UCL (Log ROS)	0.0171		

UCLs using Lognormal Distribution and KM Estimates when Detected data are Lognormally Distributed

KM Mean (logged)	-4.285	95% H-UCL (KM -Log)	0.017
KM SD (logged)	0.542	95% Critical H Value (KM-Log)	1.829

KM Standard Error of Mean (logged) 0.0358

DL/2 Statistics

DL/2 Normal		DL/2 Log-Transformed	
Mean in Original Scale	0.0164	Mean in Log Scale	-4.297
SD in Original Scale	0.0151	SD in Log Scale	0.573
95% t UCL (Assumes normality)	0.0181	95% H-Stat UCL	0.0172

DL/2 is not a recommended method, provided for comparisons and historical reasons

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Detected Data appear Approximate Lognormal Distributed at 5% Significance Level

Suggested UCL to Use

95% KM (BCA) UCL 0.0183

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).

However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.

General Statistics on Uncensored Data for Cadmium

User Selected Options

From File Métaux.xls
Full Precision OFF

From File: Métaux.xls

Note: dans le rapport (tableau 4), les concentrations égales à zéro (n=1) ont été rapportées comme <LD

Variable	NumObs	# Missing	Num Ds	NumNDs	% NDs	Min ND	Max ND	KM Mean	KM Var	KM SD
Cd	231	0	103	128	55.41%	7.32E-05	2.08E-04	1.04E-04	2.42E-09	4.91E-05

General Statistics for Raw Dataset using Detected Data Only

Variable	NumObs	# Missing	Minimum	Maximum	Mean	Median	Var	SD	MAD/0.675	Skewness
Cd	103	0	4.84E-05	2.94E-04	1.41E-04	1.27E-04	2.72E-09	5.22E-05	4.74E-05	0.861

Percentiles using all Detects (Ds) and Non-Detects (NDs)

Variable	NumObs	# Missing	10%ile	20%ile	25%ile(Q1)	50%ile(Q2)	75%ile(Q3)	80%ile	90%ile	95%ile
Cd	231	0	8.3E-05	9.0E-05	9.2E-05	1.1E-04	1.3E-04	1.4E-04	1.9E-04	2.1E-04

Traitement statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de cuivre mesurées à Malartic (Station Sud) de mars 2012 à fin février 2013

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/02/2016 11:22:54
From File Cu et Ni_date.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

Note: dans le rapport (tableau 4), les concentrations égales à zéro ($n=1$) ont été rapportées comme <LD

Cu avant mars 2013

General Statistics

Total Number of Observations	58	Number of Distinct Observations	58
		Number of Missing Observations	0
Minimum	0.011	Mean	0.165
Maximum	1.297	Median	0.104
SD	0.192	Std. Error of Mean	0.0253
Coefficient of Variation	1.165	Skewness	4.19

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.583
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.211
5% Lilliefors Critical Value	0.116

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL	0.207

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.221
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.21

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	1.51
5% A-D Critical Value	0.768
K-S Test Statistic	0.131
5% K-S Critical Value	0.119

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	1.585	k star (bias corrected MLE)	1.514
Theta hat (MLE)	0.104	Theta star (bias corrected MLE)	0.109
MLE Mean (bias corrected)	0.165	MLE Sd (bias corrected)	0.134
		Approximate Chi Square Value (0.05)	146
Adjusted Level of Significance	0.0459	Adjusted Chi Square Value	145.3

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	0.199	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	0.2

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.98
5% Shapiro Wilk P Value	0.67
Lilliefors Test Statistic	0.0957
5% Lilliefors Critical Value	0.116

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Data appear Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-4.513	Mean of logged Data	-2.149
Maximum of Logged Data	0.26	SD of logged Data	0.806

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.203	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.217
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.243	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.279
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.35		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.207	95% Jackknife UCL	0.207
95% Standard Bootstrap UCL	0.207	95% Bootstrap-t UCL	0.243
95% Hall's Bootstrap UCL	0.387	95% Percentile Bootstrap UCL	0.21
95% BCA Bootstrap UCL	0.225		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.241	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.275
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.323	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.416

Suggested UCL to Use

95% H-UCL 0.203

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002)

and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

ProUCL computes and outputs H-statistic based UCLs for historical reasons only.

H-statistic often results in unstable (both high and low) values of UCL95 as shown in examples in the Technical Guide.

It is therefore recommended to avoid the use of H-statistic based 95% UCLs.

Traitement statistique des concentrations ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de cuivre mesurées à Malartic (Station Sud) de mars 2013 à fin 2015

UCL Statistics for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/02/2016 11:24:43
From File Cu et Ni_date_a.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Number of Bootstrap Operations 2000

Note: dans le rapport (tableau 4), les concentrations égales à zéro ($n=1$) ont été rapportées comme <LD

Cu Mars2013-2015

General Statistics

Total Number of Observations	173	Number of Distinct Observations	166
		Number of Missing Observations	0
Minimum	0.00789	Mean	0.0378
Maximum	0.245	Median	0.0284
SD	0.0275	Std. Error of Mean	0.00209
Coefficient of Variation	0.728	Skewness	3.421

Normal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.726
5% Shapiro Wilk P Value	0
Lilliefors Test Statistic	0.193
5% Lilliefors Critical Value	0.0674

Shapiro Wilk GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Lilliefors GOF Test

Data Not Normal at 5% Significance Level

Data Not Normal at 5% Significance Level

Assuming Normal Distribution

95% Normal UCL

95% Student's-t UCL	0.0413

95% UCLs (Adjusted for Skewness)

95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)	0.0419
95% Modified-t UCL (Johnson-1978)	0.0414

Gamma GOF Test

A-D Test Statistic	4.316
5% A-D Critical Value	0.759
K-S Test Statistic	0.13
5% K-S Critical Value	0.0711

Anderson-Darling Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level

Gamma Statistics

k hat (MLE)	3.123	k star (bias corrected MLE)	3.072
Theta hat (MLE)	0.0121	Theta star (bias corrected MLE)	0.0123
MLE Mean (bias corrected)	0.0378	MLE Sd (bias corrected)	0.0216
		Approximate Chi Square Value (0.05)	988.3
Adjusted Level of Significance	0.0486	Adjusted Chi Square Value	987.7

Assuming Gamma Distribution

95% Approximate Gamma UCL (use when $n \geq 50$)	0.0407	95% Adjusted Gamma UCL (use when $n < 50$)	0.0407

Lognormal GOF Test

Shapiro Wilk Test Statistic	0.969
5% Shapiro Wilk P Value	0.0227
Lilliefors Test Statistic	0.098
5% Lilliefors Critical Value	0.0674

Shapiro Wilk Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lilliefors Lognormal GOF Test

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Data Not Lognormal at 5% Significance Level

Lognormal Statistics

Minimum of Logged Data	-4.842	Mean of logged Data	-3.443
Maximum of Logged Data	-1.406	SD of logged Data	0.547

Assuming Lognormal Distribution

95% H-UCL	0.0401	90% Chebyshev (MVUE) UCL	0.042
95% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0443	97.5% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0474
99% Chebyshev (MVUE) UCL	0.0535		

Nonparametric Distribution Free UCL Statistics

Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)

Nonparametric Distribution Free UCLs

95% CLT UCL	0.0413	95% Jackknife UCL	0.0413
95% Standard Bootstrap UCL	0.0412	95% Bootstrap-t UCL	0.0419
95% Hall's Bootstrap UCL	0.0426	95% Percentile Bootstrap UCL	0.0415
95% BCA Bootstrap UCL	0.0419		
90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0441	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.047
97.5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0509	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL	0.0587

Suggested UCL to Use

95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL 0.047

Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.

These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Singh, and Iaci (2002)

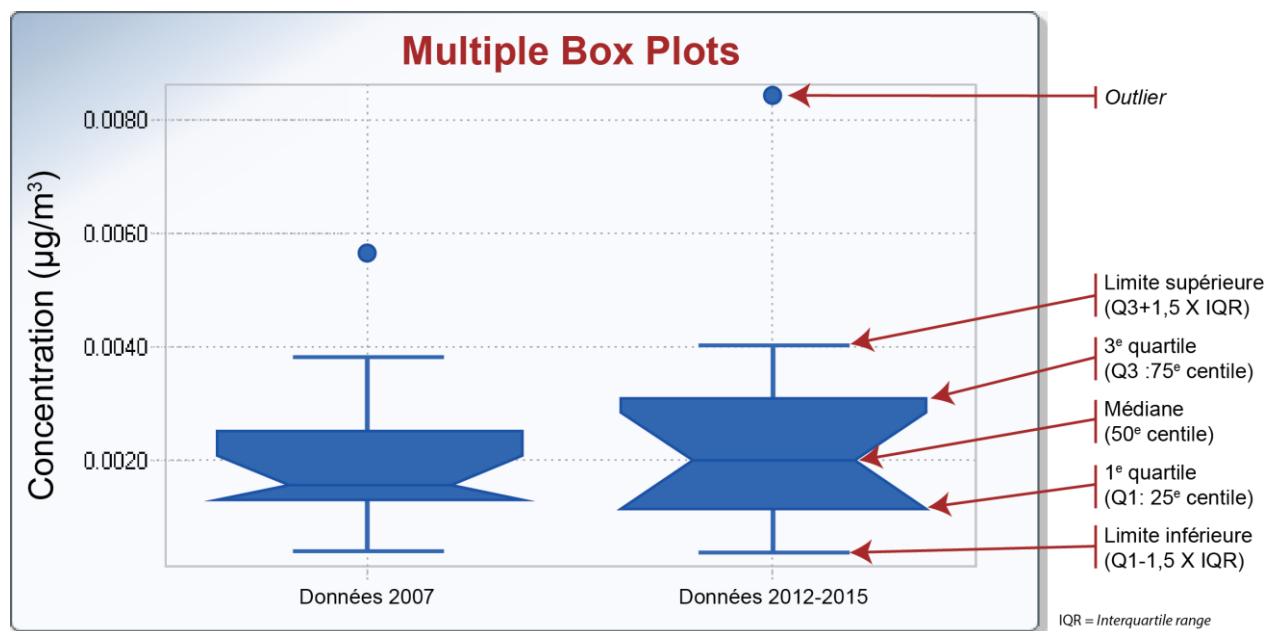
and Singh and Singh (2003). However, simulations results will not cover all Real World data sets.

For additional insight the user may want to consult a statistician.

3.3 Comparaison des données (métaux) obtenues en 2007 et en 2012-2015

3.3.1 Représentation graphique (*box plot*)

Légende de la figure D-1



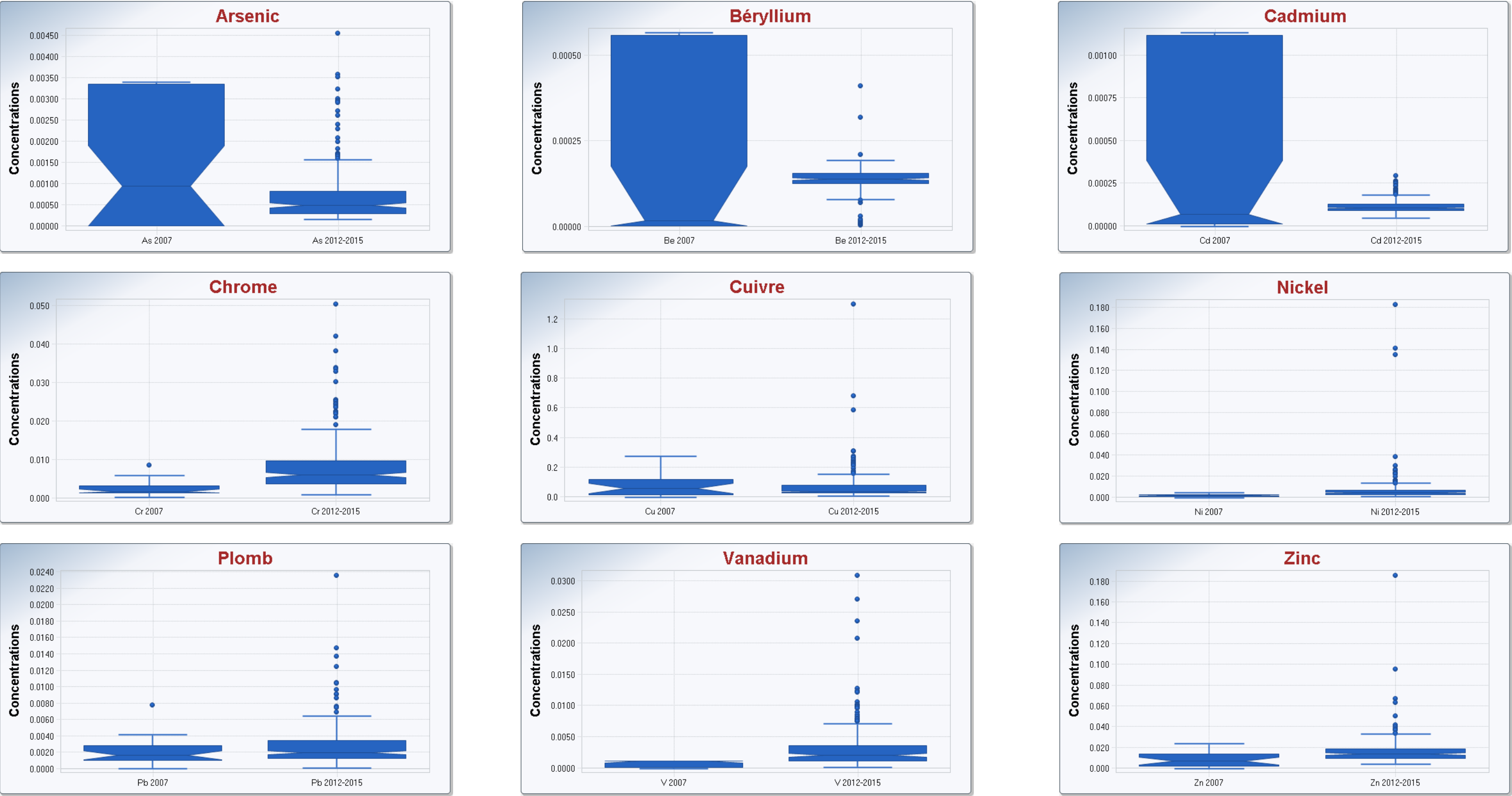


Figure D-3 Représentation graphique (box plot) des concentrations¹ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de métaux mesurées à Malartic en 2007 (stations 1 et 2) et en 2012-2015 (station Sud)

¹ Les concentrations <LD (voir figures à l'annexe D) sont représentées comme si elles étaient égales à la LD. Pour As, Be et Cd, les concentrations <LD mesurées en 2007 étaient particulièrement élevées et font perdre l'intérêt de ces représentations

3.3.2 Rapport de l'analyse statistique

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:03:28
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median $\neq$ Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Arsenic 2007

Sample 2 Data: Arsenic 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	30	231
Number of Non-Detects	22	25
Number of Detect Data	8	206
Minimum Non-Detect	3.0000E-6	1.6000E-4
Maximum Non-Detect	0.00338	2.1742E-4
Percent Non-detects	73.33%	10.82%
Minimum Detect	4.2500E-4	1.5700E-4
Maximum Detect	9.4600E-4	0.00454
Mean of Detects	6.6150E-4	7.7296E-4
Median of Detects	6.0900E-4	5.2473E-4
SD of Detects	1.8741E-4	7.0075E-4

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value -1.689
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 0.0913

Conclusion with Alpha = 0.05

Do Not Reject H0, Conclude Sample 1 = Sample 2

P-Value $\geq$ alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:05:04
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median <> Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Béryllium 2007

Sample 2 Data: Béryllium 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	30	231
Number of Non-Detects	30	222
Number of Detect Data	0	9
Minimum Non-Detect	2.0000E-6	1.2922E-5
Maximum Non-Detect	5.6300E-4	1.9049E-4
Percent Non-detects	100.00%	96.10%
Minimum Detect	N/A	3.0830E-6
Maximum Detect	N/A	4.1100E-4
Mean of Detects	N/A	1.1338E-4
Median of Detects	N/A	1.9344E-5
SD of Detects	N/A	1.5810E-4

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value -0.821
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 0.412

Conclusion with Alpha = 0.05

Do Not Reject H0, Conclude Sample 1 = Sample 2

P-Value >= alpha (0.05)

Wilcoxon-Mann-Whitney Sample 1 vs Sample 2 Comparison Test for Uncensor Full Data Sets without NDs

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 09:02:15
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Substantial Difference 0.000
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median <> Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Cadmium 2007

Sample 2 Data: Cadmium 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Observations	30	231
Number of Distinct Observations	21	216
Minimum	2.0000E-6	4.8447E-5
Maximum	0.00113	2.9364E-4
Mean	5.3727E-4	1.1914E-4
Median	6.9000E-5	1.0513E-4
SD	5.5343E-4	4.2884E-5
SE of Mean	1.0104E-4	2.8216E-6

Wilcoxon-Mann-Whitney (WMW) Test

H0: Mean/Median of Sample 1 = Mean/Median of Sample 2

Sample 1 Rank Sum W-Stat	3704
WMW U-Stat	3239
Standardized WMW U-Stat	-0.581
Mean (U)	3465
SD(U) - Adj ties	389
Lower Approximate U-Stat Critical Value (0.025)	-1.96
Upper Approximate U-Stat Critical Value (0.975)	1.96
P-Value (Adjusted for Ties)	0.561

Conclusion with Alpha = 0.05

Do Not Reject H0, Conclude Sample 1 = Sample 2

P-Value >= alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:10:08
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median $\neq$ Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Chrome 2007

Sample 2 Data: Chrome 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	24	231
Number of Missing Observations	6	0
Number of Non-Detects	0	0
Number of Detect Data	24	231
Minimum Non-Detect	N/A	N/A
Maximum Non-Detect	N/A	N/A
Percent Non-detects	0.00%	0.00%
Minimum Detect	3.4000E-4	9.0165E-4
Maximum Detect	0.00838	0.0503
Mean of Detects	0.00226	0.00823
Median of Detects	0.00155	0.00589
SD of Detects	0.00179	0.00754

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value -6.205
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 5.464E-10

Conclusion with Alpha = 0.05

Reject H0, Conclude Sample 1 $\neq$ Sample 2

P-Value < alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:12:08
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median <> Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Cuivre 2007

Sample 2 Data: Cuivre 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	24	231
Number of Missing Observations	6	0
Number of Non-Detects	0	0
Number of Detect Data	24	231
Minimum Non-Detect	N/A	N/A
Maximum Non-Detect	N/A	N/A
Percent Non-detects	0.00%	0.00%
Minimum Detect	0.0015	0.00789
Maximum Detect	0.268	1.297
Mean of Detects	0.0798	0.0698
Median of Detects	0.0542	0.0362
SD of Detects	0.0792	0.113

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value 0.445
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 0.656

Conclusion with Alpha = 0.05

Do Not Reject H0, Conclude Sample 1 = Sample 2

P-Value >= alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:17:04
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median $\neq$ Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Nickel 2007

Sample 2 Data: Nickel 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	30	231
Number of Non-Detects	8	8
Number of Detect Data	22	223
Minimum Non-Detect	1.0000E-5	7.8400E-4
Maximum Non-Detect	0.00168	0.00113
Percent Non-detects	26.67%	3.46%
Minimum Detect	5.0000E-5	7.7800E-4
Maximum Detect	0.00324	0.182
Mean of Detects	0.00141	0.00759
Median of Detects	0.00161	0.00387
SD of Detects	0.00105	0.018

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value -6.619
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 3.611E-11

Conclusion with Alpha = 0.05

Reject H0, Conclude Sample 1 $\neq$ Sample 2

P-Value < alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:20:41
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median $\geq$ Sample 2 Mean/Median (Form 2)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median $<$ Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Plomb 2007

Sample 2 Data: Plomb 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	30	231
Number of Non-Detects	7	0
Number of Detect Data	23	231
Minimum Non-Detect	0.00167	N/A
Maximum Non-Detect	0.00168	N/A
Percent Non-detects	23.33%	0.00%
Minimum Detect	1.2000E-4	2.0000E-4
Maximum Detect	0.00775	0.0235
Mean of Detects	0.00211	0.0028
Median of Detects	0.00213	0.00193
SD of Detects	0.00182	0.0027

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 $\geq$ Mean of background

Gehan z Test Value -2.215
Critical z (0.05) -1.645
P-Value 0.0134

Conclusion with Alpha = 0.05

Reject H0, Conclude Sample 1 $<$ Sample 2

P-Value $<$ alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:32:13
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median $\neq$ Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Vanadium 2007

Sample 2 Data: Vanadium 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	30	231
Number of Non-Detects	21	32
Number of Detect Data	9	199
Minimum Non-Detect	1.0000E-5	7.1700E-4
Maximum Non-Detect	0.00113	0.00154
Percent Non-detects	70.00%	13.85%
Minimum Detect	8.0000E-5	1.5900E-4
Maximum Detect	0.00111	0.0308
Mean of Detects	8.1111E-4	0.0036
Median of Detects	8.9000E-4	0.00229
SD of Detects	3.1327E-4	0.00412

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value -6.471
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 9.718E-11

Conclusion with Alpha = 0.05

Reject H0, Conclude Sample 1 $\neq$ Sample 2

P-Value < alpha (0.05)

Gehan Sample 1 vs Sample 2 Comparison Hypothesis Test for Data Sets with Non-Detects

User Selected Options

Date/Time of Computation 02/10/2016 08:34:00
From File Données.xls
Full Precision OFF
Confidence Coefficient 95%
Selected Null Hypothesis Sample 1 Mean/Median = Sample 2 Mean/Median (Two Sided Alternative)
Alternative Hypothesis Sample 1 Mean/Median $\neq$ Sample 2 Mean/Median

Sample 1 Data: Zinc 2007

Sample 2 Data: Zinc 2012-2015

Raw Statistics

	Sample 1	Sample 2
Number of Valid Data	24	231
Number of Missing Observations	6	0
Number of Non-Detects	0	4
Number of Detect Data	24	227
Minimum Non-Detect	N/A	0.00437
Maximum Non-Detect	N/A	0.00501
Percent Non-detects	0.00%	1.73%
Minimum Detect	4.0000E-4	0.00471
Maximum Detect	0.023	0.185
Mean of Detects	0.00856	0.0167
Median of Detects	0.00685	0.0141
SD of Detects	0.00698	0.0152

Sample 1 vs Sample 2 Gehan Test

H0: Mean of Sample 1 = Mean of background

Gehan z Test Value -3.812
Lower Critical z (0.025) -1.96
Upper Critical z (0.975) 1.96
P-Value 1.3769E-4

Conclusion with Alpha = 0.05

Reject H0, Conclude Sample 1 $\neq$ Sample 2

P-Value < alpha (0.05)

ANNEXE E

Fiches toxicologiques

1	AVANT-PROPOS	5
2	INFORMATION SUR LES VTR	5
	2.1 VTR pour exposition aiguë.....	5
	2.2 VTR pour exposition sous-chronique ou chronique	7
	2.3 Classification du potentiel cancérigène chez l'humain	8
	2.4 Information sur les conversions (dose-concentration)	9
3	MONOXYDE DE CARBONE (CO).....	10
4	OXYDES D'AZOTE (NO_x).....	13
5	OXYDES DE SOUFRE (SO_x)	17
6	PARTICULES FINES (PM_{2.5})	21
7	ANTIMOINE	24
8	ARGENT.....	27
9	ARSENIC INORGANIQUE	29
11	BARYUM.....	35
12	BÉRYLLIUM.....	38
13	CADMIUM.....	42
15	CHROME TRIVALENT	49
17	COBALT	54
18	CUIVRE	60
19	MANGANÈSE	64
20	MERCURE ÉLÉMENTAIRE ET MERCURE INORGANIQUE.....	68
21	NICKEL	73
22	PLOMB.....	79
23	SÉLÉNIUM	82
24	THALLIUM	85
25	TITANE	88
26	VANADIUM ET PENTOXYDE DE VANADIUM	91
27	ZINC.....	95
28	SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE	98

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

ACGIH	<i>American Conference of Governmental Industrial Hygienists (États-Unis)</i>
AEGL	<i>Acute Emergency Guideline Levels (U.S. EPA)</i>
AIHA	<i>American Industrial Hygiene Association (États-Unis)</i>
AMT	Apport maximal tolérable (Santé Canada; correspond à UL en anglais)
ANR	Apport nutritionnel recommandé (Santé Canada)
ANREF	Apport nutritionnel de référence (Santé Canada; équivalent de DRI)
AQT	Apport quotidien tolérable (Santé Canada)
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry (États-Unis)</i>
BMCL _x	Limite inférieure de confiance de la BMC _x
BMC _x	Concentration repère (<i>benchmark</i>) correspondant à un niveau de réponse de x%
BMDL _x	Limite inférieure de confiance de la BMD _x
BMD _x	Dose repère (<i>benchmark</i>) correspondant à un niveau de réponse de x%
c. VTR	VTR pour une exposition chronique
CAAQS	<i>California Ambient Air Quality Standard</i>
NAAQS	<i>National Ambient Air Quality Standard (États-Unis)</i>
Cal/EPA	Agence de protection de l'environnement de Californie
CASRN	Chemical Abstract Service Registry number
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CDC	<i>Centers for Disease Control and Prevention (États-Unis)</i>
CICAD	<i>Concise International Chemical Assessment Document (IPCS)</i>
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer (IARC en anglais)
CSAF	Facteur d'ajustement spécifique à la substance (<i>Chemical-Specific Adjustment Factor</i>)
CSST	Commission de la santé et de la sécurité au travail (Québec)
CT	Concentration tolérable (Santé Canada)
CT _{0,0x}	Concentration tumorigène x% (Santé Canada)
DAF	<i>Dose adjustment Factor</i>
DHTP	Dose hebdomadaire tolérable provisoire (OMS)
DIVS	Danger immédiat pour la vie et la santé (CSST; équivalent de IDLH)
DJA	Dose journalière acceptable
DJT	Dose journalière tolérable
DRI	<i>Dietary Reference Intake (IOM)</i>
EFSA	Agence européenne pour la sécurité des aliments
EHC	<i>Environmental Health Criteria (IPCS)</i>
ERPG	<i>Emergency Response Planning Guidelines (AIHA)</i>
EURAR	<i>European Union Risk Assessment Report</i>
FAO	Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FÉT	Facteur d'équivalence toxique
GD	Jour de gestation (Gestation Day)
HEC	Concentration équivalente chez l'humain (<i>Human Equivalent Concentration</i>)
HED	Dose équivalente chez l'humain (<i>Human Equivalent Dose</i>)
HSDB	<i>Hazardous Substances Data Bank</i>
IARC	International Agency for research on Cancer (CIRC en français)
ICRP	<i>International Commission on Radiological Protection</i>
IDLH	<i>Immediately Dangerous to Life or Health (équivalent de DIVS)</i>
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques (France)
IOM	<i>Institute of Medicine (NAS)</i>
IPCS	Programme international sur la sécurité des substances chimiques (OMS)

IRIS	<i>Integrated Risk Information System</i> (U.S. EPA)
JECFA	<i>Joint Expert Committee on Food Additives</i> (OMS)
JMPR	<i>Joint Meeting on Pesticide Residues</i> (OMS)
LCPE	Loi canadienne sur la protection de l'environnement
LEDx	Limite de confiance inférieure de la dose associée à une réponse de x%
LOAEL	Plus faible niveau (concentration ou dose) avec effet néfaste observé
LOEL	Plus faible niveau (concentration ou dose) avec effet observé
MMAD	Diamètre aérodynamique massique médian (<i>Mass Median Aerodynamic Diameter</i>)
MRL	<i>Minimal Risk Level</i> (ATSDR)
NAS	<i>National Academy of Sciences</i> (États-Unis)
NIOSH	<i>National Institute for Occupational Safety and Health</i> (États-Unis)
NOAEL	Niveau (concentration ou dose) sans effet néfaste observé
NOEL	Niveau (concentration ou dose) sans effet observé
NRC	<i>National Research Council</i> (États-Unis)
NTP	<i>National Toxicology Program</i> (États-Unis)
OARS	<i>Occupational Alliance for Risk Science</i> (États-Unis)
OCDE	Organisation de coopération et de développement
OEHHA	<i>Office of Environmental Health Hazard Assessment</i> (Californie)
OMS	Organisation mondiale de la santé
OSHA	<i>Occupational Safety and Health Administration</i> (États-Unis)
PBPK	(Modèle) pharmacocinétique à base physiologique
PD	Pharmacodynamique (facteur d'incertitude tenant compte des aspects...)
PEL	<i>Permissible Exposure Limit</i> (OSHA)
PK	Pharmacocinétique (facteur d'incertitude tenant compte des aspects...)
PM ₁₀	Particules dont la taille est inférieure à 10 µm
PM _{2.5}	Particules fines (taille inférieure à 2,5 µm)
PND	Jour après la naissance (<i>Post-Natal Day</i>)
POD	Point de départ (<i>Point of Departure</i>)
PPRTV	<i>Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values</i> (U.S. EPA)
p-RfC	Concentration de référence provisoire pour une exposition chronique (PPRTV)
p-RfD	Dose de référence provisoire pour une exposition chronique (PPRTV)
p-sRfC	Concentration de référence provisoire pour une exposition sous-chronique (PPRTV)
p-sRfD	Dose de référence provisoire pour une exposition sous-chronique (PPRTV)
PST	Particules en suspension totales (dans l'air)
PTMI	Dose mensuelle tolérable provisoire
PTWI	Dose hebdomadaire tolérable provisoire
p-Unit Risk	Risque unitaire provisoire (PPRTV)
RAIS	<i>Risk Assessment Information System</i>
RDDR _r	<i>Regional Deposited Dose Ratio</i> (r = région du système respiratoire affecté) ¹
REL	<i>Risk Exposure Level</i> (Cal/EPA)
RfC	<i>Reference Concentration</i> (U.S. EPA),
RfD	<i>Reference Dose</i> (U.S. EPA)
RGDR _r	<i>Regional Gas Dose Ratio</i> (r = région du système respiratoire affecté) ¹
RIVM	Institut néerlandais pour la santé publique et de l'environnement
RSST	Règlement sur la santé et la sécurité du travail (Québec)
s.c. VTR	VTR pour une exposition sous-chronique
STEL	<i>Short-Term Exposure Limit</i>

¹ TH pour thoracique (voies respiratoires supérieures (nez, pharynx, larynx), TB pour trachéobronchiale, PU pour pulmonaire, ET pour extrathoracique (circulation systémique)

TCA	Concentration tolérable dans l'air
TDI	<i>Tolerable Daily Intake</i>
TEEL	<i>Temporary Emergency Exposure Limit</i> (U.S. DoE)
TLV	<i>Threshold Limit Value</i>
TPHCWG	<i>Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group</i>
TWA	(Concentration) moyenne sur une période de temps (<i>Time Weighted Average</i>)
TWI	Dose hebdomadaire tolérable
U.S. DoE	<i>U.S. Department of Emergency</i>
U.S. DOT	<i>U.S. Department of Transport</i>
U.S. EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>
UL	<i>Tolerable Upper Intake Level</i> (Santé Canada, IOM)
VECD	Valeur d'exposition de courte durée (RSST)
VEMP	Valeur d'exposition moyenne permise (RSST)
VTR	Valeur toxicologique de référence
VTR _{ing}	VTR par ingestion
VTR _{inh}	VTR par inhalation
WEEL	<i>Workplace Environmental Exposure Levels</i> (AIHA ou OARS; États-Unis)
WHO	<i>World Health Organization</i> (OMS en français)

1 AVANT-PROPOS

Les fiches présentées dans les sections suivantes ont été développées pour tout type d'évaluation des risques et incluent donc des valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour différentes durées et voies d'exposition. Une recherche exhaustive a été effectuée pour les valeurs de référence chronique uniquement. Pour les autres durées (aiguë, sous-chronique), l'information présentée n'est pas nécessairement exhaustive car elle a été développée au fil des dossiers traités par Sanexen.

2 INFORMATION SUR LES VTR

2.1 VTR pour exposition aiguë

➤ Risk Exposure Levels (acute RELs et 8-hour RELs) proposés par Cal/EPA

Les REL sont des VTR proposées par l'*Office of Environmental Health Hazard Assessment* (OEHHA) de l'Agence de protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA)¹ pour une exposition aiguë définie comme une exposition par inhalation d'une durée d'une heure (*acute RELs*) ou de 8 heures (*8 hour RELs*). Ces valeurs de référence correspondent à une concentration à laquelle un individu peut être exposé pendant 1 heure (ou 8 heures) sans que ne surviennent d'effets néfastes sur sa santé. Les *acute RELs* sont déterminés de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche généralement utilisée pour dériver des VTR protégeant d'effets autres que le cancer (ex. : application d'un facteur de sécurité à la concentration sans effet néfaste observé (NOAEL) ajustée au besoin²). La répétition d'expositions de courte durée (≤ 1 h) reste sécuritaire dans la mesure où les épisodes d'exposition sont intermittents. Les *8-hour REL* réfèrent à la concentration moyenne sur 8 heures, et l'exposition peut être répétée.

➤ Minimal Risk Levels (acute MRLs) proposés par ATSDR

Les *acute MRLs*³ sont proposés par l'*Agency for Toxic Substances and Disease Registry* (ATSDR) pour une exposition aiguë, définie comme une exposition continue durant 1 à 14 jours consécutifs. Les *acute MRLs* sont déterminés de façon à être sécuritaires pour la population en général, incluant les sous-groupes les plus sensibles, selon l'approche généralement utilisée pour dériver des VTR protégeant d'effets autres que le cancer (ex. : application d'un facteur de sécurité à la concentration sans effet néfaste observé (NOAEL) ajustée au besoin⁴). Lorsque pertinent, la concentration d'exposition expérimentale est ajustée pour une exposition continue chez l'humain. Ces *acute MRLs* réfèrent à une exposition plus longue que les *acute REL* et les *8-hour REL* définis par Cal/EPA.

➤ Pour information : Concentrations limites d'exposition en situation d'urgence

Les concentrations limites d'exposition en situation d'urgence ne sont pas des VTR à proprement parler. Ce sont plutôt des valeurs qui visent à protéger la population en cas d'urgence environnementale, donc à s'assurer qu'il n'y a pas d'effets sérieux et irréversibles sur la santé de la population. Les valeurs proposées par différents organismes sont présentées ci-dessous.

- Les *Acute Emergency Guideline Levels* (AEGs) sont des valeurs développées par le *National Research Council, National Academy of Sciences* (NRC/NAS) puis recommandées par U.S EPA⁵. Les AEGs représentent des seuils limites d'exposition visant à protéger la population générale en situation d'urgence (exposition rare ou « une fois dans une vie »). Jusqu'à trois niveaux de seuils peuvent être déterminés pour cinq durées d'exposition (10 et 30 minutes, 1, 4 et 8 heures), chaque seuil correspondant à des niveaux différents de sévérité d'effets toxiques. U.S. EPA présume que les AEGs sont applicables à l'ensemble de la population, incluant les bébés, les enfants et les autres individus qui pourraient être sensibles. Le premier niveau de protection (AEG-1) est défini comme la concentration dans l'air au-delà de laquelle la population générale, incluant les personnes sensibles, pourraient subir un inconfort notable (odeur, goût), de l'irritation des organes sensoriels ou certains effets asymptomatiques, non reliés aux sens. Cependant, les effets ne sont pas handicapants et ils sont transitoires et réversibles après cessation de l'exposition.

1 <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>

2 Par exemple, pour tenir compte de la durée d'exposition ou de différences toxicocinétiques entre l'animal et l'humain.

3 <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.asp>

4 Par exemple, pour tenir compte de la durée d'exposition ou de différences toxicocinétiques entre l'animal et l'humain.

5 Les AEGs sont accessibles à : <http://www.epa.gov/oppt/aegl/>

- Les *Emergency Response Planning Guidelines* (ERPGs) sont développés par l'*American Industrial Hygiene Association* (AIHA)¹. Comme les AEGL, les ERPG ont pour objectif de fournir une estimation des plages de concentration au-dessus desquelles des effets néfastes sur la santé pourraient raisonnablement être anticipés/observés. L'ERPG-1 correspond à la concentration maximale dans l'air (moyenne sur 1 heure) en deçà de laquelle presque tous les individus peuvent être exposés sans qu'il y ait d'effets sur leur santé autre que des effets mineurs et transitoires ou sans que ces individus perçoivent une odeur désagréable clairement définie.
- En l'absence d'AEGL et d'ERPG, l'U.S. Department of Emergency (U.S. DOE)² peut avoir développé des *Temporary Emergency Exposure Limit* (TEEL), qui sont des valeurs provisoires. Le TEEL-1 est défini comme la concentration dans l'air (moyenne sur 15 minutes) en deçà de laquelle il est attendu que la plupart des individus ne devraient pas subir d'effets autres que légers et transitoires ou pourraient percevoir une odeur désagréable clairement définie. Pour certaines substances, un TEEL-0 a pu être défini. Le TEEL-0 correspond à la concentration seuil en deçà de laquelle la plupart des gens n'encourent pas de risque appréciable pour leur santé.

➤ Pour information : Normes en milieu de travail

En milieu de travail, la valeur d'exposition moyenne permise (VEMP) ou, en anglais, la *Threshold Limit Value-Time Weighted Average* (TLV-TWA) sont des concentrations moyennes sur 8 ou 10 heures destinées à protéger la santé des travailleurs. Ces normes sont déterminées par divers organismes comme l'*American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH), le *National Institute for Occupational Safety and Health* (NIOSH), l'*Occupational Safety and Health Administration* (OSHA). Au Québec, les VEMP sont inscrites dans le Règlement sur la santé et la sécurité du travail (RSST)³. Par défaut, des valeurs provisoires (*Workplace Environmental Exposure Levels*, WEELs)⁴ peuvent être proposées par l'AIHA ou l'*Occupational Alliance for Risk Science* (OARS). La VEMP est définie dans le RSST comme « la concentration moyenne, pondérée pour une période de 8 heures par jour, en fonction d'une semaine de 40 heures, d'une substance chimique (sous forme de gaz, poussières, fumées, vapeurs ou brouillards) présente dans l'air au niveau de la zone respiratoire du travailleur ». La notion d'effet néfaste pour les travailleurs n'est pas clairement définie par les organismes qui établissent ces normes et la documentation disponible ne permet pas toujours de connaître la façon dont les concentrations proposées ont été déterminées (dose critique et facteurs de sécurité non détaillés). Lorsque l'information est disponible, il appert que les TLV-TWA ou VEMP correspondent souvent à la NOAEL ou à la plus faible concentration avec effet (ou avec néfaste) observé (LOEL et LOAEL, respectivement) chez l'humain (ou chez l'animal) suite à une exposition de plus ou moins longue durée. Pour les substances ne présentant pas de toxicité aiguë particulière, les TLV-TWA ou VEMP 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). Les TLV-TWA sont déterminées pour des adultes en bonne santé (moins sensibles que la population générale).

➤ VTR provisoires

Lorsqu'aucune VTR pour une exposition aiguë (*acute REL*, *8-hour REL*, *acute MRL*) n'était disponible, un effort a été effectué afin de développer des valeurs provisoires permettant une évaluation préliminaire du risque. Cette approche préliminaire vise à identifier des situations où les concentrations mesurées ou estimées dans l'air sur une courte période (ex. : 1 heure, 8 heures, 24 heures) se rapprocheraient des concentrations identifiées comme ayant des effets possibles sur la santé. À cette fin, les concentrations ayant des effets possibles sur la santé suite à une exposition par inhalation de courte durée sont identifiées parmi les valeurs visant à protéger la population en cas d'urgence environnementale (AEGL-1, ERPG-1) et/ou parmi celles visant à protéger la santé des travailleurs (TLV-TWA, VEMP).

1 Les ERPG sont accessibles à : <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Pages/default.aspx>

2 Les TEEL sont accessibles à : <http://www.atlnti.com/DOE/teels/teel.html>. Ils n'ont pas été retenus car ce sont des valeurs sur 15 minutes.

3 Règlement sur la santé et la sécurité du travail. <http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/simdut-1988/guide-utilisation-fiche-signalétique/pages/13-reglementation.aspx>

4 Les WEEL sont accessibles à : <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/WEELs/Pages/default.aspx> ou à : <http://www.tera.org/OARS/>

Généralement, les valeurs provisoires ont été dérivées en divisant la plus faible valeur identifiée parmi les TLV-TWA, AEGL-1, ERPG-1 disponibles par un facteur de sécurité arbitraire (de 100)¹ qui vise à s'assurer que toute concentration dans l'air se rapprochant d'un niveau d'effet soit identifiée (« système d'alerte »). La VTR provisoire correspond donc à un AEGL-1 (ou ERPG-1 ou TLV-TWA) divisé par 100, à moins que cette valeur soit inférieure à la VTR par inhalation pour une exposition sous-chronique (s.c. VTR_{inh}) ou chronique (c. VTR_{inh}). Dans un tel cas, la VTR sous-chronique ou chronique serait appliquée. Advenant que la concentration estimée ou mesurée soit supérieure à la VTR provisoire (ex. : concentration estimée > TLV-TWA/100), une analyse plus approfondie des résultats est réalisée (ex. : recherche et analyse des données toxicologiques brutes disponibles, évaluation de l'incertitude associées à la toxicité et à l'exposition).

2.2 VTR pour exposition sous-chronique ou chronique

Les valeurs toxicologiques de référence retenues pour estimer le risque d'effets autres que le cancer pour une exposition sous-chronique ou chronique (s.c.VTR et c. VTR, respectivement) ou pour estimer le risque de cancer (risque unitaire, coefficient de cancérogénicité) proviennent généralement des sources suivantes :

- a) Santé Canada : plusieurs dénominations de VTR (dose journalières acceptables (DJA), dose journalière tolérable (DJT), apport quotidien tolérable (AQT), concentration tolérable (CT), coefficient de cancérogénicité, risque unitaire) sont disponibles dans le document d'orientation pour les sites contaminés² et dans d'autres documents disponibles en ligne^{3,4}.
- b) Agence pour la Protection de l'Environnement des États-Unis (U.S. EPA) : base de données IRIS (*Integrated Risk Information System*), qui fournit des doses de référence (RfD), concentrations de référence (RfC), coefficients de cancérogénicité (*cancer slope factor*) et risques unitaires (*unit risk* pour l'air et/ou l'eau potable) ;
- c) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) : *Minimal Risk Levels (MRLs)* pour une exposition aiguë, sous-chronique (*intermediate*) ou chronique présentés dans les *Toxicological Profiles*;
- d) Organisation mondiale de la santé (OMS) : diverses VTR (comme des DJA) peuvent être disponibles dans des publications (ex. : *Concise International Chemical Assessment Document (CICADs)*, *Environmental Health Criteria (EHC) monographs*, *Joint Expert Committee on Food Additives (JECFA) - Monographs and Evaluations*, *Joint Meeting on Pesticide Residues (JMPR)*). Les recommandations européennes pour la qualité de l'air sont aussi une source de VTR intéressantes;
- e) Ministère hollandais de la santé publique et de l'environnement (RIVM);
- f) Agence pour la protection de l'environnement de Californie (Cal/EPA), dont l'*Office of Environmental Health Hazard (OEHHA)*⁵ fournit des REL (air), des coefficients de cancer voir d'autres VTR;
- g) *Institute of Medicine (IOM)* de la *National Academy of Sciences (NAS)*, qui fournit notamment de l'information pour les éléments inorganiques.

À l'occasion, des VTR provenant d'autres sources peuvent aussi être présentées. Parmi celles-ci figurent notamment les *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPTRVs)* dérivées par l'U.S. EPA pour le *Superfund Program* (<http://hhpprtv.ornl.gov/>). Les PPTRV (ex. : p-RfD, p-RfC, p-Unit Risk) sont qualifiées de « provisoires » car elles n'ont pas fait l'objet d'un consensus auprès de tous les programmes de l'U.S. EPA, contrairement aux VTR présentées dans IRIS. L'U.S. EPA dérive des PPTRV lorsqu'il n'y a pas de valeur disponible dans IRIS. Ces valeurs sont établies selon la même procédure que les VTR de IRIS (même sources, même directives), et font également l'objet d'une révision par des pairs à l'interne (par deux scientifiques de l'U.S. EPA) et à l'externe (par trois experts scientifiques indépendants). Les PPTRV sont mises à jour régulièrement.

1 Bien que cette valeur de 100 soit issue d'un choix arbitraire, cette valeur peut être vue comme englobant le facteur d'incertitude par défaut (10) généralement appliqué pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (protection de la population la plus sensible) multiplié par un facteur additionnel de 10 qui pourrait couvrir d'autres sources d'incertitude comme le niveau d'effet du point de départ (LOAEL), des lacunes de la base de données, etc.

2 L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie II : Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada, version 2.0

3 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#techniques>

4 Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/air/in/res-in/index-fra.php>

5 <http://oehha.ca.gov/>

2.3 Classification du potentiel cancérigène chez l'humain

➤ Classification selon U.S. EPA - IRIS¹

- a) Classification la plus récente², disponible uniquement pour les substances évaluées à partir de 2005 :
- *Carcinogenic to Humans* (cancérigène pour l'humain)³;
 - *Likely to be Carcinogenic to Humans* (probablement cancérigène pour l'humain)¹;
 - *Suggestive Evidence of Carcinogenic Potential* (preuves suggérant un potentiel cancérigène)¹;
 - *Inadequate Information to Assess Carcinogenic Potential* (information inadéquate pour évaluer le potentiel cancérigène)¹;
 - *Not Likely to be Carcinogenic to Humans* (probablement non cancérigène pour l'humain)¹.
- b) Classification antérieure⁴ (1986-2005) :
- Groupe A : *Carcinogenic to Humans* (cancérigène pour l'humain)¹;
 - Groupes B1 et B2 : *Probably Carcinogenic to Humans* (probablement cancérigène pour l'humain)¹;
 - Groupe C : *Possibly Carcinogenic to Humans* (possiblement cancérigène pour l'humain)¹;
 - Groupe D : *Not Classifiable as to Human Carcinogenicity* (non classable pour son potentiel cancérigène chez l'humain)¹.

Les fondements de cette classification sont résumés dans le tableau ci-dessous

Human evidence	Animal evidence				
	Sufficient	Limited	Inadequate	No data	No evidence
Sufficient	A	A	A	A	A
Limited	B1	B1	B1	B1	B1
Inadequate	B2	C	D	D	D
No data	B2	C	D	D	E
No evidence	B2	C	D	D	E

➤ Classification selon le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC)⁵

- Groupe 1 : cancérigène pour l'humain;
- Groupe 2A : probablement cancérigène pour l'homme;
- Groupe 2B : peut-être cancérigène pour l'homme;
- Groupe 3 : inclassable quant à sa cancérigénicité pour l'homme;
- Groupe 4 : probablement pas cancérigène pour l'homme.

➤ Classification selon Santé Canada⁶

- Groupe I : cancérigène pour l'humain;
- Groupe II : probablement cancérigène pour l'humain;

1 <http://www.epa.gov/iris/index.html>:

2 *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*, 2005, disponible à : <http://www.epa.gov/cancerguidelines/>

3 Traduction libre

4 *Guidelines for Carcinogen Risk Assessment*, 1986, disponible à : <http://www.epa.gov/cancerguidelines/guidelines-carcinogen-risk-assessment-1986.htm>

5 <http://monographs.iarc.fr/FR/Classification/index.php>

6 <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/approach/index-eng.php>:

- Groupe III : susceptible d'être cancérogène pour l'humain;
- Groupe IV : peu susceptible d'être cancérogène pour l'humain;
- Groupe V : probablement non cancérogène pour l'humain;
- Groupe VI : inclassable en ce qui concerne la cancérogénicité chez l'humain.

2.4 Information sur les conversions (dose-concentration)

Pour plusieurs substances, il arrive qu'il existe une VTR par ingestion seulement ou par inhalation seulement. Dans de tels cas et lorsqu'il a été jugé plausible que les effets observés par l'une ou l'autre voie puissent se produire quelle que soit la voie d'exposition (ex. : effets systémiques), une valeur provisoire peut avoir été dérivée selon une approche prudente et en tenant compte :

- Du taux d'absorption relatif de chacune des voies (valeurs documentées ou, par défaut, 100% par voie orale et 100% par inhalation);
- Des caractéristiques d'un adulte (soit un volume d'air inhalé par jour arrondi à 0,23 m³/kg.jour). Cette dernière valeur correspond aux caractéristiques d'exposition recommandées dans les lignes directrices pour l'analyse de risque québécoises¹ (0,223 m³/kg.jour, poids corporel : 74,6 kg, d'où un taux d'inhalation de 16,6 m³/jour) et fédérale² (poids corporel d'un adulte : 70,4 kg, taux d'inhalation : 16,6 m³/jour, d'où un volume d'air inhalé de 0,235 m³/jour).

Ainsi :

$$\text{Concentration de référence provisoire} = (\text{Dose de référence} / \text{Volume d'air inhalé par jour}) \times (F_{\text{oral}}/F_{\text{inhal}}) \times 1000$$

Et inversement :

$$\text{Dose de référence provisoire} = \text{Concentration de référence} \times \text{Volume d'air inhalé par jour} \times (F_{\text{inhal}}/F_{\text{oral}}) \times 0,001$$

Où :

- Concentration de référence provisoire : Concentration exprimée en µg/m³
- Dose de référence: Dose exprimée en mg/kg.jour
- Volume d'air inhalé par jour: Volume moyen pour un adulte (0,23 m³/kg.jour; voir ci-dessus)
- F_{oral}: Taux d'absorption par voie orale
- F_{inhal}: Taux d'absorption par inhalation
- 1000: Facteur de conversion de mg à µg
- 0,001: Facteur de conversion de µg à mg

1 INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec.
<https://www.inspq.qc.ca/publications/1440>

2 Santé Canada (2010). L'évaluation du risque pour les sites contaminés fédéraux au Canada - Partie I : L'évaluation quantitative préliminaire des risques (ÉQPR) pour la santé humaine, version 2.0.

3 MONOXYDE DE CARBONE (CO)

Doses/concentration de référence - exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
--	1 heure : 23,000 (Cal/EPA) 8 heures : 10,000 (OMS 1999)	--

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
--	--	--	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA : -- selon l'IARC : --			

-- : non disponible
Non applicable

Notes :

- Le monoxyde de carbone (CO) est un gaz incolore, inodore, insipide et non-irritant. Les sources anthropiques de CO sont majoritairement associées à la combustion incomplète des carburants fossiles (p.ex. : automobiles) et de la biomasse (p.ex. : poêles à bois). L'oxydation photochimique du méthane et d'autres composés organiques volatils dans l'atmosphère peut également produire du CO. L'activité volcanique, l'activité métabolique de la végétation et la photo-oxydation de la matière organique se trouvant dans les eaux de surface constituent les principales sources de CO dans l'atmosphère (ATSDR 2012).
- Les concentrations annuelles moyennes de CO dans l'atmosphère varient dans le temps et dans l'espace mais se situent entre 0,04 et 0,14 mg/m³ (WHO 1999, ATSDR 2012). Les concentrations mesurées dans l'hémisphère Nord sont plus élevées que celles enregistrées dans l'hémisphère Sud (ATSDR 2012). Par ailleurs, les concentrations en CO sont maximales durant l'hiver et minimales durant les mois d'été (WHO 1999). Les concentrations en CO retrouvées dans l'air intérieur des résidences sont généralement plus élevées que celles mesurées dans l'air extérieur. Elles sont très variables et dépendent notamment de la présence dans la résidence de certains appareils électroménagers (ex. : au gaz) et/ou de fumeurs. Les concentrations en CO dans des résidences ne comprenant pas de poêle au gaz varient entre 0,57 et 5,7 mg/m³. La présence d'un poêle au gaz, même lorsque celui-ci est bien ajusté, peut faire augmenter les concentrations en CO jusqu'à 17,2 mg/m³. Lorsque celui-ci est mal ajusté, les concentrations peuvent dépasser 35 mg/m³ (ATSDR 2012).
- Au Québec, les principales sources anthropiques d'émission de CO sont les transports (75,7 %), suivie de l'industrie (13,5 %) et du chauffage au bois (10,6 %)¹. En 2013, les concentrations annuelles moyennes en CO compilées pour les stations du Réseau de surveillance de la qualité de l'air (RSQA)², toutes situées sur l'Île de Montréal, variaient entre 0,25 et 0,43 mg/m³. Les moyennes annuelles les plus importantes se trouvent à proximité de grands axes routiers. Les concentrations de pointe mesurées à Montréal étaient de l'ordre de 2,25 mg/m³.

¹ Données présentées sur le site du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques (MDDELCC) au <http://www.iqua.mddelcc.gouv.qc.ca/contenu/polluants.htm>.

² Données disponibles en ligne au <http://donnees.ville.montreal.qc.ca/dataset/rsqa-polluants-gazeux>.

VALEURS DE RÉFÉRENCE

Voie orale

Dans des conditions environnementales, le CO est sous forme gazeuse et n'est donc pas susceptible d'être ingéré. Aucune valeur de référence n'est donc disponible ou applicable pour la voie orale.

Inhalation

La majorité des effets toxicologiques documentés pour le monoxyde de carbone ont été associés à la grande affinité entre cette substance envers les hèmes, des cofacteurs impliqués dans plusieurs voies métaboliques impliquées dans la régulation de plusieurs systèmes physiologiques (ATSDR 2012). Le mode d'action toxicologique principal du CO a été associé à l'affinité élevée de cette substance envers l'hémoglobine, qui est plus de 200 fois supérieure à celle de l'oxygène. L'inhalation de CO, par la formation de carboxyhémoglobine (COHb), réduit la concentration en hémoglobine dans le sang disponible pour acheminer l'oxygène aux divers tissus et organes dans le corps. Les organes les plus rapidement affectés sont donc ceux ayant les besoins en oxygène les plus importants, soit le cœur, le système cardiovasculaire, le cerveau ainsi que le système nerveux en formation (ATSDR 2012).

Dans la littérature scientifique, les effets toxiques du CO sont souvent rapportés en fonction du niveau de COHb dans le sang. À l'aide du modèle pharmacocinétique basé sur la physiologie (*PBPK model*) de Coburn-Forster-Kane (CFK) (Coburn, Forster et al. 1965), l'évolution temporelle de la concentration en COHb dans le sang peut être prédite à partir de la pression partielle en CO dans l'air inhalé.

L'OMS a établi des recommandations visant à protéger i) les individus non-fumeurs atteints de maladies coronariennes latentes contre les accidents vasculaires cérébraux (AVC) ischémiques aigus et ii) le fœtus de femmes enceintes non-fumeuses contre d'éventuels effets associés à l'hypoxie. Pour ce faire, une concentration en COHb dans le sang de 2,5 % ne devrait pas être dépassée. La concentration moyenne de CO dans l'air correspondant à cette limite dans le sang a été estimée à l'aide du modèle CFK pour différentes durées d'exposition. Les recommandations obtenues sont les suivantes (WHO 1999).

- 15 minutes	100 mg/m ³ (87 ppm)
- 30 minutes	60 mg/m ³ (52 ppm)
- 1 heure	30 mg/m ³ (26 ppm)
- 8 heures	10 mg/m ³ (9 ppm)

Pour sa part, Cal/EPA propose une concentration de référence de 23 mg/m³ pour une durée d'exposition de 1 heure. Ce niveau d'exposition est basé sur les résultats d'Aronow (1981) qui a observé l'aggravation de symptômes chez des patients atteints d'angine de poitrine à partir d'une concentration de COHb dans le sang de 2 %, Aucun effet néfaste n'avait été observé à des concentrations de COHb comprises entre 1,1 et 1,3 %. Ce niveau de COHb a été retenu comme NOAEL et a été converti en concentration dans l'air à l'aide d'un modèle toxicocinétique (modèle non spécifié), conduisant à une NOAEC de 20 ppm ou 23 mg/m³. Tous les facteurs d'incertitude appliqués ont une valeur de 1 (Cal/EPA 2008).

Le MDDELCC (2015) propose des normes de 34 mg/m³ sur 1 heure et de 12,7 mg/m³ sur 8 heures. Aucun détail sur l'approche employée afin de dériver ces normes n'est fourni.

Le CCME propose des concentrations désirable ≤ 15 mg/m³ et souhaitable ≤ 30 mg/m³ (aucune concentration tolérable fournie) sur 1 heure, ainsi que des concentrations désirable ≤ 6 mg/m³, souhaitable ≤ 15 mg/m³ et tolérable de 20 mg/m³ sur 8 heures.

ATSDR ne propose pour le moment aucun niveau de risque minimal (*Minimal Risk Levels*, ou MRL), notamment parce que les études toxicologiques permettent d'identifier des LOAEL mais pas de NOAEL. L'application de facteurs d'incertitude appropriés sur ces LOAEL mènerait au calcul de MRL équivalents aux niveaux ambiants mesurés aux États-Unis, qui sont eux-mêmes associés à des niveaux de COHb endogènes considérés normaux (ATSDR 2012).

L'AIHA (2013) a établi un ERPG-1 (légers effets transitoires possibles) de 200 ppm, un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de 350 ppm et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de 500 ppm.

En milieu de travail, des TLV-TWA de 25 ppm sur 8 heures selon ACGIH, 35 ppm (40 mg/m³) sur 10 heures selon NIOSH et 50 ppm (55 mg/m³) sur 8 heures selon OSHA ont été établies (HSDB). Pour une période allant jusqu'à 30 minutes, la concentration à ne pas dépasser a été fixée par l'ACGIH à 75 ppm, et la concentration à ne jamais dépassée est fixée à 125 ppm par ACGIH et à 200 ppm (229 mg/m³) par NIOSH (HSDB).

U.S.EPA (AEGL Program) ne propose aucun AEGL-1.

COEFFICIENTS DE CANCÉROGÉNÉCITÉ

Le potentiel cancérigène du monoxyde de carbone n'a pas été évalué par le CIRC et U.S. EPA (IRIS).

RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). Current ERPG® Values (2013). <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- Aronow, W. S. (1981). "Aggravation of angina pectoris by two percent carboxyhemoglobin." Am Heart J 101(2): 154-157.
- ATSDR (2012). Toxicological profile for carbon monoxide. June 2012. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp201.pdf>
- Cal/EPA (2008). Air toxics hot spot program technical support document for the derivation of noncancer reference exposure levels. Appendix D.2 Acute RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf
- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- CCME (1974-1978). Monoxyde de carbone. Recommandations pour la qualité de l'air – Environnement et santé humaine. Tiré de Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (2013). « Passé en revue » en 1996. <http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html?chems=25&chapters=6&lang=fr>
- Coburn, R. F., R. E. Forster and P. B. Kane (1965). Considerations of the physiological variables that determine the blood carboxyhemoglobin concentration in man. Journal of Clinical Investigation 44(11): 1899-1910.
- INSPQ (2012). Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009. Rapport. 37 pages + annexe. https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1432_BilanQualiteAirQcLienSante1975-2009.pdf
- MDDELCC (2015). Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère. 25 pages. Version 4. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>
- U.S. EPA. Integrated Risk Information system (IRIS). IRIS Substance List. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>
- U.S. EPA. AEGL Program. Carbon monoxide Results. <http://www.epa.gov/oppt/aegl/pubs/results50.htm> Valeurs établies par le NRC en 2008 (http://www.epa.gov/oppt/aegl/pubs/carbon_monoxide_final_volume8_2010.pdf).
- WHO (1999). Carbon Monoxide (Second Edition). Environmental Health Criteria 213. http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_213/en/.

4 OXYDES D'AZOTE (NO_x)

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	
--	1 heure (NO ₂) : 200 (OMS 2006)	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
--	Annuelle (NO ₂) 40 (OMS 2006) ^a	NA	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène selon l'U.S. EPA (IRIS) et selon l'IARC (2013) ^a : --			

-- : non disponible

NA : non applicable

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

Notes :

- Les oxydes d'azote (NO_x) constituent une famille de gaz qui inclut le monoxyde d'azote (NO), le dioxyde d'azote (NO₂) et le tétraoxyde d'azote (N₂O₄) (INERIS (2011), U.S. EPA¹). Les sources de NO_x peuvent être naturelles (orages, éruptions volcaniques), mais les NO_x sont principalement d'origine anthropique et sont émis suite à l'utilisation de combustibles fossiles (transports, centrales thermiques, raffineries, poêles au gaz/bois) ou par des procédés industriels (ex. : sautage à la dynamite, soudure à l'arc, électroplacage) (Cal/EPA, Cal/EPA 2013). Dans l'air, les NO_x se transforment rapidement en réagissant avec d'autres substances présentes dans l'air, ce qui conduit à la formation d'acide nitrique, ou en réagissant avec la lumière du soleil, ce qui conduit à la formation d'ozone et de conditions de smog (Cal/EPA 2013).
- Les teneurs de fond naturelles dans l'air (concentrations annuelles moyennes) varient de 0,4 to 9,4 µg/m³. En milieu urbain, la moyenne annuelle est de l'ordre de 20 à 90 µg/m³ et la concentration maximale sur 1 heure varie de 75 à 1015 µg/m³. Dans l'air intérieur de maisons où il y a des appareils ménagers à gaz sans évent, la concentration moyenne sur plusieurs jours peut dépasser 200 µg/m³, avec des pics horaires pouvant atteindre 2000 µg/m³ et des pics encore plus élevés sur de plus courtes périodes (WHO Europe 2006).
- Au Québec, les principales sources d'émission de NO_x sont les transports (89%), l'industrie (14%) et la combustion non industrielle (6%). Les concentrations les plus élevées de NO_x sont retrouvées en milieu urbain et le long des axes routiers. Les concentrations sont en diminution depuis 1975, avec des concentrations en 2009 d'environ 20 µg/m³ pour le NO₂ et d'environ 8 µg/m³ pour le NO. Les concentrations les plus élevées ont été rapportées à Montréal (INSPQ, 2012).
- Le NO₂ est l'espèce la plus active du point de vue toxicologique et constitue ainsi le représentant type des oxydes d'azote (U.S. EPA¹). Toutes les valeurs rapportées dans cette fiche sont applicables au NO₂.
- Dans des conditions environnementales, le NO₂ est sous forme gazeuse et n'est donc pas susceptible d'être ingéré. Aucune valeur de référence n'est donc disponible ou applicable pour cette voie.

1 <http://www.epa.gov/airquality/nitrogenoxides/>

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGÜE OU SOUS-CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur n'est disponible (voie d'exposition non pertinente)

Inhalation – 1 heure

L'OMS propose une ligne directrice pour le NO₂ de 200 µg/m³ (110 ppb) pour une exposition de 1 heure (WHO Europe 2000, 2006). Cette valeur est basée sur des observations faites chez des sujets sensibles (asthmatiques et personnes souffrant de maladie pulmonaire obstructive chronique (COPD); (WHO Europe 2000, 2006). Chez des asthmatiques modérés exposés à du NO₂ dans des conditions expérimentales, il a été observé qu'une exposition de courte durée au NO₂ (concentrations de 380-560 µg/m³, soit 0,2-0,3 ppm) induit des effets légers, statistiquement significatifs et réversibles sur la fonction pulmonaire (diminution de moins de 5 % du volume expiratoire maximal par seconde) et augmente la réactivité des voies respiratoires. Une méta-analyse (n=20 études) suggère qu'une augmentation de la sensibilité des voies respiratoires pourrait survenir à partir de 200 µg/m³, mais aucune étude individuelle n'a montré d'effets à 190 µg/m³ pour 1 heure. Chez les personnes saines, des effets ne sont observés qu'à des concentrations supérieures à 1 990 µg/m³ (1 ppm) (WHO Europe 2000) et dans certaines études aucun effet n'a été observé pour des expositions de 3800-7500 µg/m³ (2-4 ppm) (WHO, 1997). La recommandation de l'OMS est basée sur un niveau d'effet critique de 400 µg/m³ divisée par un facteur de sécurité de 2 afin de protéger les sujets asthmatiques et autres sujets dont les fonctions pulmonaires sont déjà compromises (par exemple, les personnes atteintes de maladies pulmonaires obstructives chroniques).

L'U.S. EPA a retenu un critère semblable à celui de l'OMS (100 ppb, soit 188 µg/m³) comme critère de qualité de l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*) (U.S. EPA 2010). Ce critère s'applique au 98^e centile des concentrations sur 1 heure, sur une période de 3 ans. Cette valeur est également basée sur les résultats d'études épidémiologiques. Elle correspond au seuil au-delà duquel on note une augmentation faible mais significative et régulière de la réactivité pulmonaire chez les asthmatiques. Cette valeur est considérée par U.S. EPA comme un « critère primaire », c'est-à-dire qu'il protège la santé de la population incluant les individus les plus sensibles (asthmatiques, enfants, personnes âgées). En effet, US EPA estime qu'une concentration maximale de 100 ppb à un endroit reflète, à une échelle régionale, des pics de concentration très inférieurs à 90 ppb. Ainsi, considérant que les concentrations de NO₂ aux abords d'une route peuvent être jusque 2 fois plus élevées qu'à distance d'une route, la concentration régionale serait de l'ordre de 50 ppb si le critère de 100 ppb est respecté aux abords de la route (U.S. EPA 2010).

Cal/EPA indique un REL (*Reference Exposure Level*) de 470 µg/m³ (0,25 ppm) pour une exposition d'une heure. Cette valeur est basée sur une revue du *California Air Resources Board* (1992), qui a mis en évidence une augmentation de la réactivité des voies respiratoires chez des asthmatiques exposés à des concentrations de 0,2-0,3 ppm. Cette valeur correspond au critère de qualité de l'air de la Californie.

Au Canada, les critères de qualité de l'air (1 heure) sont comparables, avec des valeurs de 414 µg/m³ (norme) au Québec (MDDELCC, 2015) et de 400 µg/m³ en Ontario (OMOE, 2012). La valeur ontarienne correspond à l'objectif national de qualité de l'air ambiant (valeur « acceptable ») défini par le CCME (1989), qui a également défini une valeur « tolérable » de 1000 µg/m³. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Inhalation – 24 heures

Les critères de qualité de l'air pour 24 heures sont comparables dans plusieurs juridictions canadiennes, avec des valeurs de 207 µg/m³ (norme) au Québec (MDDELCC 2015) et de 200 µg/m³ en Ontario (OMOE, 2012). La valeur ontarienne correspond à l'objectif national de qualité de l'air ambiant (valeur « acceptable ») défini par le CCME (1989), qui a également défini une concentration « tolérable » de 300 µg/m³. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur n'est disponible (voie d'exposition non pertinente)

Inhalation

Pour une exposition à long terme, la ligne directrice annuelle proposée par l'OMS (IPCS 1997; WHO Europe 2000, 2006) est de 40 µg/m³ (23 ppb). Cette valeur est basée sur la revue d'études épidémiologiques qui ont montré une augmentation significative des maladies respiratoires chez l'enfant à des concentrations de NO₂ dans l'air intérieur de 38-56 µg/m³ (0,02-0,03 ppm). L'OMS indique que cette valeur devrait prévenir des expositions les plus sévères. Aucune concentration sans effet n'a pu être identifiée pour le NO₂.

U.S. EPA¹ a retenu un critère de qualité (annuel) pour l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*) de 53 ppb (100 µg/m³). Cette valeur a été établie par U.S. EPA en 1971 et a été maintenue depuis, en absence d'études permettant d'établir un nouveau standard.

Le CCME (1989) propose une valeur souhaitable (concentration annuelle) de 60 µg/m³, alors que le MDDELCC (2015) indique une norme² annuelle de 103 µg/m³; les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas connus.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérigène du dioxyde d'azote (NO₂) et du monoxyde d'azote (NO) n'a pas été évalué par U.S. EPA (2013b), l'IARC (2013) ou l'Union Européenne (selon INERIS 2011). Différentes études ont montré des résultats positifs quant à la génotoxicité du NO₂ (INERIS 2011). Aucun coefficient de cancérigénicité n'a été proposé par les organismes compétents.

RÉFÉRENCES

- AIHA. *Current ERPG® Values* (2015). <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2015%20ERPG%20Levels.pdf>
- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREls) as of June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>. Pour le NO₂, valeur établie en 2008.
- California Air Resources Board (1992). *Review of the one-hour ambient air quality standard for nitrogen dioxide technical support document*.
- CCME (1989). *Dioxyde d'azote. Recommandations pour la qualité de l'air – Environnement et santé humaine*. Tiré de *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (2013). <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=145>
- HSDB (2011). *Nitrogen dioxide*. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2013). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php> (site consulté en septembre 2013)
- INERIS (2011). *Oxydes d'azote NO_x*. Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 58 pages.
- MDDELCC (2015). *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère*. Version 4. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>. Pour le NO₂, normes établies en 1979.
- OMOE (2012). *Ontario's ambient air quality criteria*. http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_078686.pdf

1 <http://www.epa.gov/airquality/nitrogenoxides/>

2 Inscrite dans le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

- IPCS (1997). "Nitrogen oxides (second edition)". Environmental Health Criteria 188. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc188.htm>
- U.S. EPA (2010). *Federal Register. 40 CFR Parts 50 and 58. Primary National Ambient Air Quality Standards for Nitrogen Dioxide; Final Rule.* <http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/nox/fr/20100209.pdf>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Nitrogen dioxide (CASRN 10102-44-0).* <http://www.epa.gov/iris/subst/0080.htm> (dernière mise à jour: 1993 (RfD) et 1994 (RfC)).
- WHO Europe (2000). *Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition.* http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf.
- WHO Europe (2006). *Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide.* pp. 484. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf.

5 OXYDES DE SOUFRE (SO_x)

Doses/concentration de référence - exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	
--	10 minutes à 1 heure : 500 (OMS 2006,2011; Cal/EPA 2013)	--
	24 heures : 20 (OMS 2006, 2011)	

Doses/concentration de référence – exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
--	Annuelle : 20 (OMS 2006, 2011) ^a	NA	--

Coefficients de cancérogénicité			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérogène : selon l'U.S. EPA (2013b) ^a : -- selon l'IARC (1992) : non classable (groupe 3)			

-- : non disponible
Non applicable

Notes :

- Le groupe des oxydes de soufre (SO_x) comprend différentes substances, dont le dioxyde de soufre (SO₂) est le composé de plus grand intérêt (U.S. EPA (2013a)). Les sources naturelles de SO₂ incluent les feux de forêt, les éruptions volcaniques, les émissions biogéniques et la décomposition de matière biologique (Cal/EPA, INERIS 2011). Le SO₂ est également produit par oxydation de certains gaz dans l'atmosphère et lors de la combustion de charbon et d'autres combustibles fossiles (raffineries, centrales thermiques, véhicules routiers, équipements) ainsi que lors de différentes activités industrielles, notamment la fabrication de produits chimiques et d'alliages et la transformation de métaux (ATSDR 1998, Cal/EPA, INERIS 2011, INSPQ 2012, U.S. EPA 2013a).
- Les concentrations moyennes annuelles de SO₂ dans les zones urbaines d'Europe et d'Amérique du Nord sont de l'ordre de 20–60 µg/m³ (0,007–0,021 ppm), avec des concentrations moyennes sur 24 heures rarement plus élevées que 125 µg/m³ (0,044 ppm). Sur de plus courtes périodes, des pics de concentration peuvent atteindre 1000–2000 µg/m³ (0,35–0,70 ppm) sur 10 minutes dans certaines circonstances (ex. : dépôt de panaches provenant de sources ponctuelles majeures, dispersion suite à une période de pointe en milieu urbain (sources multiples)) (WHO Europe 2006).
- Au Québec, les principales sources d'émission de SO₂ sont l'industrie (84,7%), suivie du transport (9,7%) et de la combustion non industrielle (5,4%) (INSPQ, 2012). Les concentrations annuelles dans l'air ambiant au Québec sont en constante diminution depuis 1975; la valeur moyenne obtenue pour l'ensemble des stations de suivi (une vingtaine) était de l'ordre de 3 ppb (8 µg/m³) en 2009 (INSPQ, 2012).
- Dans des conditions environnementales, le SO₂ est sous forme gazeuse et n'est donc pas susceptible d'être ingéré. Aucune valeur de référence n'est donc disponible ou applicable pour la voie orale.

CONCENTRATIONS DE RÉFÉRENCE

Inhalation – 4 minutes

Le MDDELCC (2015) indique une norme¹ de 1050 µg/m³ pour 4 minutes. Cette valeur limite peut être dépassée jusqu'à 0,5% du temps sur une base annuelle (soit 2628 minutes ou 43,8 heures). Toutefois, la concentration sur 4 minutes ne doit jamais dépasser 1310 µg/m³. Les fondements scientifiques de ces valeurs ne sont pas disponibles sur le site du MDDELCC.

Inhalation – 10 minutes à 1 heure

La valeur de référence retenue pour une exposition de 1 heure (500 µg/m³) est basée sur les évaluations effectuées par l'OMS et par Cal/EPA. Considérant que les effets du SO₂ apparaissent très rapidement et n'augmentent pas avec la durée de l'exposition (WHO Europe, 2006), cette valeur est également applicable à des durées d'exposition plus courtes (10 minutes à 1 heure).

L'OMS a établi une recommandation de 500 µg/m³ (0,175 ppm) pour une exposition de 10 minutes (WHO Europe 2000, 2006; WHO 2011). Cette valeur est basée sur les observations réalisées dans les pires conditions, soit chez des sujets asthmatiques faisant de l'exercice physique. La recommandation est basée sur la plus faible concentration sans effet néfaste (NOAEL = 572 µg/m³ ou 0,2 ppm) observé sur la fonction respiratoire (LOAEL = 1 144 µg/m³ ou 0,4 ppm; réduction de 10% du volume expiratoire forcé par seconde) de sujets asthmatiques (Linn et al. 1984, tel que cité par WHO 2006). La recommandation de l'OMS correspond donc à la plus faible NOAEL identifiée chez des sujets sensibles dans des conditions aggravant les effets, arrondie à la centaine inférieure (WHO Europe, 2006).

Sur la base des mêmes données toxicologiques, Cal/EPA a retenu un niveau de référence (REL, *Reference Exposure Level*) de 660 µg/m³ (0,25 ppm) pour une exposition d'une heure. Cette valeur est basée sur la revue de plusieurs études chez des volontaires sains, asthmatiques et atopiques exposés à de faibles concentrations (0,25-2,0 ppm) de SO₂ (OEHA (1994)). Sur la base des NOAEL (0,2-0,25 ppm) et des LOAEL (0,4-0,5 ppm) obtenus, il a été conclu qu'une exposition de 1 heure à 0,25 ppm (660 µg/m³) n'entraînerait pas d'effets respiratoires inconfortables chez les individus sensibles.

Par ailleurs, au Canada, la norme ontarienne est de 690 µg/m³ pour 1 heure. Le CCME (1989) indique des objectifs nationaux (1 heure) « souhaitable » de 450 µg/m³ et « acceptable » de 900 µg/m³ (1 heure). Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Aux États-Unis, U.S. EPA² a retenu un critère primaire³ de qualité (1 heure) de l'air ambiant (NAAQS: *National Ambient Air Quality Standard*) de 75 ppb (196 µg/m³). Cette valeur s'applique au 99^{ème} centile de la distribution des concentrations horaires. U.S. EPA (2009) précise que le respect de cette valeur devrait permettre des concentrations (sur 5 minutes à 24 heures) qui protégeront d'effets néfastes sur la santé des personnes vulnérables. Un critère secondaire⁴ (3 heures) de 0,5 ppm (1 310 µg/m³) a également été établi par U.S. EPA².

Inhalation - autres durées d'exposition aiguë de moins de 24 h

Pour protéger la population en situation d'urgence, l'AIHA indique un ERPG-1 (légers effets transitoires possibles) de 0,3 ppm (786 µg/m³), un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de 3 ppm (7 860 µg/m³) et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de 25 ppm (655 000 µg/m³).

Une TLV-TWA (8 heures) de 5 ppm (13 100 µg/m³) est recommandée par l'OSHA, alors que NIOSH recommande une TLV-TWA (10 heures) de 2 ppm (5 240 µg/m³) (HSDB (2010)). Pour une période allant jusqu'à 15 minutes, la concentration à ne pas dépasser (STEL) a été fixée par l'ACGIH à 0,25 ppm (655 µg/m³) et par NIOSH à 5 ppm (13 100 µg/m³) (HSDB (2010)).

Inhalation – 24 heures et plus

L'OMS a établi une recommandation de 20 µg/m³ pour une exposition d'une durée de 24 heures (WHO Europe 2006; WHO 2011). Des effets sur la mortalité journalière (mortalité totale ou due à des causes cardiovasculaire et respiratoire) et sur les admissions à l'urgence pour des problèmes respiratoires ou des maladies pulmonaires obstructives chroniques ont été rapportés à des niveaux d'exposition (moyenne sur 24 heures) plus faibles que 50 µg/m³. Des effets ont notamment

1 Inscrite dans le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

2 <http://www.epa.gov/airquality/sulfurdioxide/>

3 Visant la protection de la santé

4 Visant la protection du bien-être public (protection contre les effets sur l'environnement, les transports, l'économie ainsi que le confort et le bien-être personnels)

été rapportés à partir de 5-40 µg/m³ (Londres, Hong-Kong et Canada) sans apparence de valeur seuil, bien qu'il ne soit pas possible d'établir si les effets sont attribuables au SO₂ ou à d'autres substances y étant corrélées (p.ex. : particules ultrafines). Par ailleurs, une étude menée à Hong-Kong indique qu'une réduction des concentrations journalières de SO₂ de 44 à 21 µg/m³ a conduit à une amélioration significative des bénéfices sur la santé de la population (maladies respiratoires chez les enfants et mortalité à tout âge). L'OMS a donc proposé une révision à la baisse de sa précédente recommandation sur 24 heures, soit 20 µg/m³ (au lieu de 125 µg/m³ sur 24 heures et 50 µg/m³ sur une base annuelle) (WHO Europe 2006; WHO 2011).

ATSDR (1998) propose un *Minimal Risk Level* (MRL) de 30 µg/m³ (0,01 ppm) pour une exposition allant de 1 à 14 jours. Cette valeur est basée sur l'étude de Sheppard et al. (1981), dans laquelle des asthmatiques légers ont été exposés pendant 10 minutes à du SO₂ (≥ 0,1 ppm) simultanément à une période d'exercice. Une légère bronchoconstriction a été observée chez certains sujets à partir de 0,1 ppm (270 µg/m³), avec une augmentation de la résistance pulmonaire corrélée à l'augmentation de la concentration de SO₂; chez les autres sujets, une résistance pulmonaire a été observée à partir de 0,25 ppm. Le niveau de 0,1 ppm a donc été considéré comme un LOAEL et divisé par un facteur d'incertitude de 9 (3 pour l'utilisation d'un LOAEL et 3 pour la variété interindividuelle).

Le MDDELCC (2015) indique une norme¹ de 288 µg/m³ pour 24 heures. La norme ontarienne (275 µg/m³) est semblable (OMOE, 2012). Le CCME (1989) indique des objectifs nationaux sur 24 heures « souhaitable » de 150 µg/m³, « acceptable » de 300 µg/m³ et « tolérable » de 800 µg/m³. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Inhalation – moyenne annuelle

La valeur retenue pour l'exposition à long terme (20 µg/m³) est la même que celle retenue pour une exposition de 24 heures. Ce choix est basé sur les indications de l'OMS, qui précise que sa recommandation pour 24 heures est jugée suffisamment protectrice pour prévenir l'apparition d'effets chroniques et qu'une (autre) recommandation sur une base annuelle n'est pas nécessaire (WHO Europe, 2006).

Le MDDELCC (2015) et l'OMOE (2012) ont établi une norme annuelle de 52 µg/m³ ⁽¹⁾ et 55 µg/m³, respectivement. Quant au CCME (1989), il propose un objectif national « souhaitable » de 30 µg/m³ et un objectif « acceptable » de 60 µg/m³. Les fondements toxicologiques de ces valeurs ne sont pas disponibles.

Aucune autre valeur de référence n'est proposée par les organismes de santé pour une exposition chronique au SO₂.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉRIGÈNE

L'IARC (1992) considère le dioxyde de soufre comme non classable quant à son potentiel cancérigène (groupe 3), alors qu'U.S. EPA (IRIS) n'a pas évalué le dioxyde de soufre. Par conséquent aucun coefficient de cancérogénicité n'a été proposé par les organismes compétents.

RÉFÉRENCES

- AIHA. Current ERPG® Values (2015). <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2015%20ERPG%20Levels.pdf>
- ATSDR (1998). Toxicological profile for sulfur dioxide. December 1998. <http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp116.pdf>
- Cal/EPA (2008). Air toxics hot spot program technical support document for the derivation of noncancer reference exposure levels. Appendix D.2 Acute RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf
- Cal/EPA. All OEHA Acute, 8 hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of August 2013. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- CCME (1989). Dioxyde de soufre. Recommandations pour la qualité de l'air – Environnement et santé humaine. Tiré de Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (2013). <http://st-ts.ccme.ca/?lang=fr&factsheet=206>
- HSDB (2010). Sulfur dioxide. Hazardous Substances Data Bank. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>

¹ Inscrite dans le règlement sur l'assainissement de l'atmosphère

- IARC (1992). *Sulfur Dioxide and Some Sulfites, Bisulfites and Metabisulfites Hydrochloric Acid*. Dans : *Occupational Exposures to Mists and Vapours from Strong Inorganic Acids; and Other Industrial Chemicals*. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, volume 54.
- INERIS (2011). *Dioxyde de soufre (SO₂)*. Fiche de données toxicologiques et environnementales de substances chimiques. Institut national de l'Environnement industriel et des risques. 54 pages.
- INSPQ (2012). *Bilan de la qualité de l'air au Québec en lien avec la santé, 1975-2009*. Institut national de santé publique du Québec, Direction de la santé environnementale et de la toxicologique, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Rapport. 37 pages + annexe.
- MDDELCC (2015). *Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère. Version 4*. <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/air/criteres/Normes-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>
- OEHHA (1994). *Recommendation for the one-hour Ambient Air Quality Standard for sulfur dioxide. Draft recommendation made to the California Air Resources Board, May 1994*. Tel que cité par Cal/EPA (2008).
- OMOE (2012). *Ontario's ambient air quality criteria*. Ontario Ministry of the Environment. http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/std01_078686.pdf
- OMS (2011). *Santé et qualité de l'air*. Aide-mémoire N° 313. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>.
- WHO Europe (2006). *Air quality guidelines. Global update 2005*. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. <http://www.euro.who.int/en/what-we-do/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines.-global-update-2005.-particulate-matter.-ozone.-nitrogen-dioxide-and-sulfur-dioxide>
- Sheppard, D., Saisho, A., Nadel, J.A. et Boushey, H.A. (1981). *Exercise increases sulfur dioxide-induced bronchoconstriction in asthmatic subjects*. *Am Rev Respir Dis* 123(5): pp. 486-91. Tel que cité par ATSDR (1998).
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS)*. <http://www2.epa.gov/iris>
- U.S. EPA (2009). *Risk and Exposure Assessment to support the review of the SO₂ primary National ambient Air Quality Standards : Final report*. EPA-452/R-09-007. <http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/so2/data/200908SO2REAFinalReport.pdf>

6 PARTICULES FINES (PM_{2.5})

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
NA	24 heures : 15 (CCME, 1999)	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
NA	Annuelle : 10 (OMS 2006, 2011)	NA	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS) :-- selon IARC (2013) : cancérigène pour l'humain (groupe 1)			

NA : non applicable

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Inhalation – exposition à court terme (24 heures)

La concentration de référence retenue comme concentration moyenne sur 24 heures de PM_{2.5} (15 µg/m³) est celle définie par Santé Canada (Santé Canada en Environnement Canada, 1998) et indiquée parmi les Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant définis du CCME (CCME, 1999). Ce niveau de référence pour les PM_{2.5} a été « dérivé statistiquement à partir de plusieurs études et devrait être interprété comme un niveau au-dessus duquel on sait qu'il existe (importance statistique) une relation dose-réponse et on a la capacité de fournir une certaine quantification des effets nocifs. Dans le cas présent, le niveau de référence **ne** devrait donc **pas** être interprété comme un seuil d'effets. Au contraire, il n'existe aucune preuve manifeste d'un niveau seuil pour les associations positives entre les matières particulaires et les taux de mortalité et d'hospitalisations quotidiennes, c'est-à-dire que toute augmentation des matières particulaires dans l'air ambiant est associée à une augmentation statistique de la mortalité et des hospitalisations et on admet ainsi que tout niveau de référence identifié se situe à l'intérieur de la « gamme des effets ». [...]. D'après le poids de la preuve présenté dans le Rapport d'évaluation scientifique, les preuves épidémiologiques pour la mortalité et la morbidité associées à l'exposition [...] aux PM_{2.5} sont remarquables, solides, constantes et convaincantes. Les PM_{2.5} ont très clairement été associées à des effets nocifs sur la santé dans un certain nombre d'études épidémiologiques et on a montré dans la plupart des études qu'elles présentaient une association plus solide avec la mortalité que les autres paramètres de mesure des particules fines (tels que le sulfate ou l'acidité). Les PM_{2.5} sont également un substitut plus général pour les effets des particules fines dans toutes les régions du pays que les autres mesures (étant donné les fortes différences régionales dans les niveaux de sulfate et d'acidité). [...]. Bien qu'on ait mis l'accent sur la mortalité et l'hospitalisation pour déterminer les niveaux de référence, en raison des données plus importantes de ces événements cibles, ils ne sont en réalité que la partie émergée de l'iceberg en ce qui concerne les effets sur la santé humaine provoqués par les matières particulaires. D'autres effets nocifs tels que la bronchite, la réduction de la fonction pulmonaire, la baisse d'activité, l'absentéisme et l'augmentation des coûts liés aux médicaments sont manifestes et apparaissent aux concentrations actuellement mesurées dans l'air ambiant au Canada. » (Santé Canada et Environnement Canada, 1998).

Les autres organismes de réglementation proposent plutôt des critères de qualité de l'air ambiant qui s'appliquent à une valeur centile de la distribution des concentrations sur 24 heures. De tels critères ne sont donc pas adéquats pour une comparaison avec la concentration maximale sur 24 heures. Ces critères sont les suivants :

- L'OMS propose une recommandation de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ qui s'applique au 99^e centile de la distribution des concentrations journalières (24 heures), ce qui correspond à la 4^e valeur journalière la plus élevée dans l'année (WHO Europe 2006; WHO 2011). Cette valeur est basée sur la relation entre les concentrations sur 24 heures et la concentration annuelle moyenne (WHO Europe 2006).
- Les Normes nationales de qualité de l'air ambiant au Canada (Environnement Canada, 2013) sont de $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2015 et de $27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2020; la valeur statistique à utiliser pour comparer à la norme n'est pas précisée sur le site toutefois elle est vraisemblablement la même (c.-à-d. la moyenne triennale du 98^e centile annuel des concentrations quotidiennes moyennes sur 24 heures) que celle indiquée par le CCME (2013) pour le standard pancanadien (puisque le standard proposé est devenu une norme).
- Aux États-Unis, le critère de qualité de l'air ambiant « primaire » (visant à protéger la santé humaine) défini par le gouvernement fédéral pour les $\text{PM}_{2.5}$ est fixé à $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et s'applique à la moyenne triennale du 98^e centile annuel des concentrations quotidiennes moyennes sur 24 heures (Esworthy 2013; US EPA 2013). Aucune valeur sur 24 heures n'est proposée par le gouvernement californien (Cal/EPA 2004).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

Inhalation – exposition à long terme

L'OMS propose une recommandation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la concentration moyenne annuelle de $\text{PM}_{2.5}$ dans l'air (WHO Europe 2006; WHO 2011). Cette valeur correspond au plus faible niveau auquel une augmentation statistiquement significative de la mortalité (totale, due à des maladies cardiovasculaires et due au cancer du poumon) a été observée dans des études épidémiologiques (WHO Europe 2006). L'OMS précise qu'aucun seuil d'exposition (sans effet) n'a pu être défini.

Les Normes nationales de qualité de l'air ambiant au Canada indiquées sur le site d'Environnement Canada (concentration sur une base annuelle) sont de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2015 et $8,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à partir de 2020; les conditions d'application (valeur statistique à utiliser pour comparer au critère) ne sont pas précisées.

Aux États-Unis, le critère de qualité de l'air ambiant « primaire » (visant à protéger la santé humaine) défini par le gouvernement fédéral pour les $\text{PM}_{2.5}$ a récemment été révisé à la baisse, à une valeur de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne annuelle sur une période de 3 années (Esworthy 2013; US EPA 2013).

En Californie, le critère en vigueur pour la concentration moyenne annuelle est également de $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Cal/EPA, 2004). Cal/EPA indique que ce critère vise à protéger les groupes les plus sensibles de la population, soit les bébés, les enfants, les personnes âgées et les personnes souffrant de maladies cardiaques ou pulmonaires.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉRIGÈNE

Les matières particulaires dans l'air (taille non précisée) ont été classées par IARC (2013) comme cancérogènes pour l'humain. Aucune évaluation n'est disponible auprès de U.S. EPA (IRIS). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'est actuellement disponible pour les $\text{PM}_{2.5}$ (Santé Canada 2010; ATSDR 2008; U.S. EPA (IRIS); Cal/EPA 2009).

RÉFÉRENCES

- Cal/EPA (2004). *California Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter*. Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://www.arb.ca.gov/research/aaqs/pm/pm.htm>.
- CCME (1999). Objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant au Canada : processus et état, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. Winnipeg. Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CCME (2013). Rapport d'étape 2011 sur les standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone. PN 1496. ISBN 978-1-896997-99-5 PDF. http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1496_cws_pm_ozone_2011_rpt_fr.pdf
- IARC (2013). IARC: *Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths*. Press release no. 221. 17 October 2013.. http://www.iarc.fr/en/media-centre/iarcnews/pdf/pr221_E.pdf
- Environnement Canada et Santé Canada (2000). *Liste des substances d'intérêt prioritaire. Rapport d'évaluation. Particules inhalables de 10 microns ou moins*. Rapport. 83 pages. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl2-lsp2/pm10/pm10-fra.pdf

- Environnement Canada (2013). Fiche d'information. Normes nationales de qualité de l'air ambiant. <http://www.ec.gc.ca/default.asp?lang=Fr&n=D87FA775-1&news=A4B2C28A-2DFB-4BF4-8777-ADF29B4360BD>
- Esworthy, R. (2013). *Air Quality: EPA's 2013 Changes to the Particulate Matter (PM) Standard*. Congressional Research Service. Rapport. 43 pages. <http://www.fas.org/sap/crs/misc/R42934.pdf>
- OMS (2011). Santé et qualité de l'air. Aide-mémoire N° 313. Organisation mondiale de la Santé. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/index.html>
- OMS/Europe (2000). *Air quality guidelines for Europe. Second Edition*. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. Rapport. 273. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf
- OMS/Europe (2006). *Air quality guidelines. Global update 2005*. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Organisation mondiale de la Santé, Bureau régional de l'Europe. Rapport. 484. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf
- Santé Canada et Environnement Canada (1998). *Objectifs nationaux de qualité de l'air ambiant quant aux matières particulaires - Sommaire. Partie 1: Rapport d'évaluation scientifique*. Groupe de travail fédéral-provincial de la LCPE sur les objectifs de la qualité de l'air. Rapport. 28. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/air/naaqo-onqaa/particulate_matter_matiere_particulaires/index-fra.php
- Protection Agency, Washington, DC. Rapport no. EPA/600/R-08/139F. <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=216546>.
- US EPA (2013). *National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)*. <http://www.epa.gov/air/criteria.html>

7 ANTIMOINE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
--	--	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
4×10^{-4} (U.S. EPA_PPRTV 2008) ^a	1,7 ^b	4×10^{-4} ^b	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
2×10^{-4} (Santé Canada 1997) ^a	0,87 ^b	2×10^{-4} ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS) : -- selon IARC:--			

-- : non disponible

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

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

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

Aucune valeur n'est actuellement disponible (ATSDR, Cal/EPA).

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,5 mg/m³ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de 0,5 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour l'antimoine et ses composés et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 1,5 µg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 µg/m³ (TEEL-1 ou TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour une exposition sous-chronique (4×10^{-4} mg/kg.i) correspond à la valeur provisoire recommandée par U.S. EPA (PPRTV 2008) pour les sels solubles de l'antimoine. Cette valeur est égale à la RfD chronique proposée par U.S. EPA (IRIS 1991).

Une dose comparable (6×10^{-4} mg/kg.i) peut être dérivée de la DJA pour une exposition chronique (2×10^{-4} mg/kg.i) proposée par Santé Canada (1997), en supprimant le facteur d'incertitude de 3 appliqué pour utilisation de données

sous-chroniques. La dose de référence sous-chronique (provisoire) est donc de (NOAEL de 0.06 mg/kg.j divisée par 100; voir section chronique ci-après pour plus de détails).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (2×10^{-4} mg/kg.j) est la dose journalière acceptable (DJA) proposée par Santé Canada (1997) pour les sels solubles de l'antimoine. Cette DJA est basée sur l'étude de Poon et coll. 1998 (citée par Santé Canada) dans laquelle des rats mâles et femelles ont été exposés à des sels d'antimoine trivalent solubles dans de l'eau du robinet pendant 13 semaines à des concentrations de 0, 0,5, 5, 50 ou 500 mg/L (équivalentes à des concentrations de 0,06-42,17 mg/kg.j pour les mâles et de 0,06-45,69 mg/kg.j pour les femelles). Une NOAEL de 0,5 mg/L (ou 0,06 mg/kg.j) et une LOAEL de 5 mg/L (baisse du glucose sérique chez les femelles) ont été établies. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la NOAEL (10 pour l'extrapolation interspèce, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique).

U.S. EPA (IRIS 1991) propose une RfD de 4×10^{-4} mg/kg.j basée sur les résultats d'une étude chronique effectuée chez des rats mâles et femelles exposés à 5 mg/L d'antimoine (correspondant à 0,35 mg/kg.j) via l'eau de consommation (Schroeder et coll. 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 mal décrite; manque de données adéquates par voie orale).

Bien que la RfD dérivée par US EPA soit basée sur les résultats d'une étude chronique, elle n'a pas été retenue car une seule dose a été testée (absence de NOAEL). L'effet critique identifié dans l'étude sous-chronique retenue par Santé Canada (baisse du glucose sérique) avait été observé lors de l'étude chronique, et l'étude sous-chronique (NOAEL=0.5 mg/L, LOAEL=5 mg/L) est cohérente avec l'étude chronique (effet observé à 5 mg/L). Il reste néanmoins une incertitude quant à la NOAEL pour une durée chronique. Le choix de la VTR de Santé Canada correspond à la sélection de la valeur la plus sévère.

ATSDR (1992) et RIVM (2001) ne proposent aucune valeur.

INHALATION

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA, ATSDR (1992), Cal/EPA ou Santé Canada (2010). Par défaut, une concentration de référence provisoire ($1,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de la dose de référence, 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 $1,6 \mu\text{m}$) serait rejetée dans le système gastro-intestinal et seules les particules les plus fines ($1 \mu\text{m}$) 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.

Toutefois, comme l'indique U.S. EPA (PPRTV 2008), cette valeur doit être considérée comme provisoire car la plupart des données disponibles par inhalation ont été obtenues chez l'humain ou l'animal par inhalation de trioxyde d'antimoine (peu soluble). Brièvement, des effets sur le myocarde avaient été observés chez des travailleurs ($0,58\text{-}5,5 \text{ mg}/\text{m}^3$ de trisulfure d'antimoine) ainsi que chez le lapin, le chien et le rat ($3\text{-}6 \text{ mg}/\text{m}^3$ durant 6-10 semaines). Le peu d'information disponible empêche l'utilisation de ces données pour dériver une valeur de référence (U.S. EPA PPRTV 2008).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérigène de l'antimoine n'a pas été évalué U.S. EPA (IRIS) et les données ont été jugées inadéquates par U.S. EPA (PPRTV) en 2008. Selon IARC, le trioxyde d'antimoine trioxide est classé possiblement carcinogène pour l'humain (Groupe 2B) et le trisulfure d'antimoine n'est pas classable (Group 3). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par les institutions compétentes. Les données disponibles ont été jugées inappropriées par U.S. EPA (PPRTV 2008) pour dériver des coefficients.

RÉFÉRENCES

- AIHA (2013). *Current ERPG® Values* (2013). <http://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2013ERPGValues.pdf>
- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Antimony*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp23.html>
- Cal/EPA. All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Cal/EPA (2009). Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- HSDB. *Antimony compounds*. Hazardous Substances Data Bank. Dernière révision: 2005. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada. (1997). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Document technique : Antimoine*. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Programme de la sécurité des milieux. www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/antimony-antimoine/index-fra.php
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- IARC. *Antimony trioxide and antimony trisulfide*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol47/mono47-16.pdf>
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS)*. *Antimony* (CASRN 7440-36-0) (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0006.htm>
- U.S. EPA. *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Superfund (PPRTV)*. <http://hhpprtv.ornl.gov/quickview/pprtv.php>
- U.S. EPA (2008). *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Soluble Antimony Compounds (Various CASRNs)*. http://hhpprtv.ornl.gov/issue_papers/Antimonymetallic.pdf

8 ARGENT

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	(mg/kg.j)	
5×10^{-3} (IRIS 1996) ^a	0,45 ^b	1×10^{-4} ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989) ^a : non classable (groupe D) selon IARC : --			

-- : non disponible

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

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

Notes :

- L'argyrose est l'effet critique sur la santé identifié pour l'argent. Il s'agit d'une décoloration bleu-gris de la peau, des muqueuses et des yeux qui résultent d'une accumulation d'argent dans l'organisme. L'argyrose peut être localisée ou généralisée. En milieu professionnel, l'argyrose généralisée résulterait de l'inhalation de sels d'argent (nitrate, fulminate, cyanide) alors que l'argyrose localisée serait liée à la pénétration cutanée de particules fines d'argent métallique (ACGIH, 1986).
- 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 ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, un TEEL-1 de 0,1 mg/m³ (sur 15 minutes) a été établi de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, une TLV-TWA de 0,01 mg/m³ est recommandée par OSHA et NIOSH pour le métal et ses sels solubles, et l'ACGIH recommande une valeur de 0,01 mg/m³ pour les composés solubles de l'argent; les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,03 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB). Ces valeurs visent à protéger les travailleurs de l'argyrose, qui résulte d'une exposition cumulative.

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence provisoire pour une exposition chronique (1 µg/m³) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë. Cette valeur correspond à la TLV/TWA divisée par un facteur de sécurité de 10 (un facteur de sécurité réduit a été utilisé puisque la TLV-TWA vise à protéger d'effets cumulatifs; situation peu vraisemblable pour une exposition aiguë).

DOSES DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET 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 (IRIS 1996) pour une exposition chronique.

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 et 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 (2010) ou l'OMS. L'argent n'a pas été évalué par le RIVM (RIVM (2001)).

INHALATION

La concentration de référence provisoire retenue (0,45 µg/m³ soit une dose de 1 x 10⁻⁴ mg/kg.j) a été dérivée de normes en milieu de travail.

Cette valeur provisoire est dérivée de la concentration moyenne permise en milieu professionnel (TLV-TWA : 0,01 mg/m³) pour l'argent métallique et/ou ses sels solubles, laquelle protège les travailleurs de l'argyrose (ACGIH, 1986; HSDB). La conversion de la TLV-TWA pour une exposition continue dans la population générale (0,01 x 10/15.8 x 5/7) conduit à une concentration de 4,5 µg/m³. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 afin de protéger les groupes les plus sensibles de la population générale, ce qui conduit à une concentration de référence provisoire de 0,45 µg/m³.

U.S. EPA, ATSDR (1990), Santé Canada (2010) et Cal/EPA ne proposent aucune concentration de référence.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'argent n'est pas classable comme cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1989) et n'a pas été évalué par l'IARC. Il n'y a donc pas d'estimateur de risque pour le cancer.

RÉFÉRENCES

- ACGIH (1986). *Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, Fifth Edition*.
- ATSDR (1990). *Toxicological Profile for Silver*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp146.pdf>
- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2009). Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- HSDB. Silver compounds. Dernière révision: 2002. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Superfund Chemical Data Matrix*. <http://www.epa.gov/superfund/sites/npl/hrsres/tools/scdm.htm>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Silver (CASRN 7440-22-4) (dernières révisions : 1989 et 1996)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0099.htm>

9 ARSENIC INORGANIQUE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	
0,005 (ATSDR 2007)	4 heures : 0,2 (Cal/EPA 2008)	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
3,5 x 10 ⁻⁶ (Cal/EPA 2008) ^a	0,015 (Cal/EPA 2008) ^a	3,5 x 10 ⁻⁶	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
1,5 (IRIS 1998) ^a	4,3 x 10 ⁻³ (IRIS 1998) ^a	--	--
Classification du potentiel cancérigène selon l'U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : cancérigène pour l'humain (groupe A) selon l'IARC (2012) : cancérigène pour l'humain (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1993) : cancérigène 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.

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Une dose de référence de 0,005 mg/kg/jour est proposée par ASTDR (2007) pour une exposition aiguë. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude qui rapporte les effets observés sur des personnes (220 cas d'intoxication) ayant consommé de la sauce de soja contaminée (~0.1 mg As/mL) au Japon (Mizuta et coll. 1956). La quantité d'arsenic ingérée a été estimée par les chercheurs à 3 mg/jour (0,05 mg/kg.jour, en supposant un poids moyen de 55 kg pour cette population). La durée d'exposition était généralement de 2–3 semaines. Les symptômes primaires (œdème facial et symptômes au niveau gastrointestinal et des voies respiratoires supérieures) observés initialement ont été suivis, chez quelques patients, de lésions cutanées et de neuropathie. Les autres effets incluaient légère anémie et leucopénie, légères lésions dégénératives du foie et dysfonctions hépatiques, électrocardiogramme anormal, et lésions oculaires. L'œdème facial et les symptômes gastrointestinaux (nausée, vomissements, diarrhée), caractéristiques de l'empoisonnement initial, ont été retenus comme effets critiques pour dériver la LOAEL (0,05 mg/kg par jour). Celle-ci ayant été obtenue chez l'humain au sein de la population générale, seul un facteur d'incertitude de 10 (prise en compte de l'utilisation d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL) a été appliqué.

INHALATION

La concentration de référence (0,2 µg/m³) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (4 heures) est celle proposée par Cal/EPA (2008). 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 coll. (1985), cités par Cal/EPA). Des souris avaient été exposées à du trioxide d'arsenic (0.26-28.5 mg As₂O₃/m³) 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 0,197 mg As/m³ (0,26 mg/m³ As₂O₃) 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.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,03 mg/m³ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 10 µg/m³ pour l'arsenic et ses composés inorganiques et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 30 µg/m³ durant 30 minutes (HSDB).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue pour la voie orale (3,5 x 10⁻⁶ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est issue de l'étude épidémiologique de Wasserman et coll. (2004) menée au Bangladesh et protège à la fois les enfants et les adultes (les enfants étant une sous-population plus susceptible). L'étude portait sur 201 enfants âgés de 10 ans et ayant été exposés de façon continue à de l'arsenic présent dans l'eau potable pendant 9,5-10,5 années; l'apport d'arsenic en provenance d'autres milieux ou voies d'exposition (p.ex. la nourriture) n'a pas été pris en compte. Une LOAEL (diminution des fonctions intellectuelles) de 2,27 µg/L a été estimée à partir d'un modèle quadratique. En supposant que les enfants ingèrent 1 L d'eau par jour et que 100 % de l'arsenic ingéré est absorbé, cette LOAEL équivaut à un apport de 2,3 µg/jour, soit une dose équivalente pour les enfants de 0,105 µg/kg.j sur la base d'un poids corporel de 21,9 kg. Cette dose a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variation interindividuelle), résultant en une dose de référence de 0,0035 µg/kg.j (3,5 x 10⁻⁶ mg/kg.j). Cette dose de référence est soutenue par les résultats d'une autre étude menée à Taiwan dans laquelle une relation dose-réponse a été observée entre l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable et des effets neurocomportementaux (profil de mémoire et changement d'attention) chez des enfants âgés de 13 ans (Tsai et coll. 2003 tel que cité par Cal/EPA). Le changement d'attention s'est avéré l'effet le plus sensible, et la dose cumulative associée correspondant à la BMDL₀₅ pour cet effet a été estimée à 25.4 mg (soit 6.96 µg/jour pour une exposition continue de 10 ans). Considérant un poids corporel de 50 kg et un facteur d'incertitude de 30, Cal/EPA (2008) a dérivé une dose sécuritaire de 0.0046 µg/kg par jour.

US EPA (IRIS 1993) propose une dose de référence de 3 x 10⁻⁴ mg/kg.j. Cette valeur est basée sur des études épidémiologiques de Tseng menées au Bangladesh (Tseng (1977), Tseng et coll. (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 mg/L ou 0,0008 mg/kg.j) et une LOAEL (0,17 mg/L ou 0,014 mg/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 (IRIS 1993) 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 x 10⁻⁴ mg/kg.j proposée par ATSDR (2007) est basée sur les mêmes données que celles retenues par U.S. EPA (Tseng et coll. (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 (RIVM (2001)) propose une dose journalière tolérable (TDI) de 1 x 10⁻³ mg/kg.j issue de la dose tolérable hebdomadaire de 15 x 10⁻³ mg/kg (équivalente à 2,1 x 10⁻³ mg/kg.j) 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.

Santé Canada (2010) ne propose aucune valeur.

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,015 µg/m³, soit une dose de 3,5 x 10⁻⁶ mg/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est issue de l'étude épidémiologique de Wasserman et coll. (2004) menée au Bangladesh et protège à la fois les enfants et les adultes (les enfants étant une sous-population plus susceptible). L'étude portait sur 201 enfants âgés de 10 ans exposés de façon continue à de l'arsenic présent dans l'eau potable pendant 9,5-10,5 années (voir la section voie

orale, ci-dessus). La LOAEL (diminution des fonctions intellectuelles) de $2,27 \mu\text{g/L}$, estimée à partir d'un modèle quadratique, correspond à un apport de $2,3 \mu\text{g/jour}$. Cette valeur équivaut à une concentration de $0,46 \mu\text{g/m}^3$, en considérant un taux d'inhalation de $9,9 \text{ m}^3/\text{jour}$ pour les garçons de 10 ans et un taux d'absorption de 50 % de l'arsenic inhalé. L'application d'un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variation interindividuelle puisque seuls des enfants ont été étudiés) conduit à une concentration de référence de $0,015 \mu\text{g/m}^3$. Cette concentration de référence est soutenue par les résultats d'une autre étude menée à Taiwan dans laquelle une relation dose-réponse a été observée entre l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable et des effets neurocomportementaux (profil de mémoire et changement d'attention) chez des enfants âgés de 13 ans (Tsai et coll. 2003 tel que cité par Cal/EPA). Le changement d'attention s'est avéré l'effet le plus sensible, et la dose cumulative associée correspondant à la BMDL₀₅ pour cet effet a été estimée à $25,4 \text{ mg}$ (soit $6,96 \mu\text{g/jour}$ pour une exposition continue de 10 ans). En considérant un taux d'inhalation de $9,9 \text{ m}^3/\text{jour}$ et un taux d'absorption de l'arsenic par inhalation de 50%, et en appliquant un facteur d'incertitude de 30, Cal/EPA (2008) a dérivé une concentration sécuritaire de $0,046 \mu\text{g/m}^3$.

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une concentration tolérable dans l'air (TCA) de $1 \mu\text{g/m}^3$ 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 une LOAEC pour le cancer du poumon de $10 \mu\text{g/m}^3$ (*toutefois, la source de cette valeur est introuvable*¹). 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, ATSDR (2007) ou Santé Canada (2010) ne proposent pas de concentration de référence par inhalation.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'arsenic est classé comme cancérigène chez l'humain par l'U.S.EPA, l'IARC et Santé Canada (Gouvernement du Canada et coll. (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 cancérigénicité est très élevé et que le risque de cancer de la peau est probablement surestimé.

VOIE ORALE

Le coefficient de cancérigénicité par voie orale retenu ($1,5 (\text{mg/kg}\cdot\text{j})^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (IRIS 1998) et Cal/EPA (2009).

Ce coefficient est basé sur la survenue de cancer de la peau dans une population taiwanaise exposée par ingestion d'eau contaminée (Tseng et coll. (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.

Santé Canada (2006) s'est basée sur l'incidence accrue des cancers des organes internes (vessie, reins, foie, poumons, peau et côlon) observée dans la population du sud-ouest de Taïwan pour calculer le risque unitaire de cancer lié à l'exposition à l'arsenic présent dans l'eau potable. Le modèle de Poisson recommandé par U.S. EPA et adapté par Morales et coll. (2000) a été utilisé pour l'estimation des risques. Les données de Morales et coll. (2000) (tirées de Chen et coll. (1985) et de Wu et coll. (1989)) ont été traitées dans ce modèle. Santé Canada a estimé que les risques unitaires associés à l'ingestion de $1 \mu\text{g/L}$ d'arsenic dans l'eau potable varient de $3,06 \times 10^{-6}$ à $3,85 \times 10^{-5} (\mu\text{g/L})^{-1}$ (les limites supérieures à 95 % variant de $6,49 \times 10^{-6}$ à $4,64 \times 10^{-5}$). Le risque unitaire global associé à l'ingestion d'arsenic dans l'eau potable est exprimé sous forme de plage, compte tenu du fait qu'une exposition à vie à l'arsenic entraîne divers cancers selon les individus. La plage de risque unitaire ci-dessus compte comme limite inférieure le risque unitaire de cancer du foie ($3,06 \times 10^{-6}$), et comme limite supérieure le risque unitaire de cancer du poumon ($3,85 \times 10^{-5}$). Cette plage comprend également les risques estimés pour les cancers de la vessie et d'autres organes internes. Le cancer du poumon constitue le résultat le plus sensible tant chez les hommes que chez les femmes. Le risque unitaire de cancer du poumon correspond à un

1 RIVM (2001) cite ATSDR (1999) Toxicological Profile. Draft for comments. Ce document n'est plus disponible et la version finale ne fait aucune référence à une LOAEC pour tumeurs.

coefficient de cancérogénicité de l'ordre de $1,8 \text{ (mg/kg.i)}^{-1}$ avec une consommation journalière de $1,5 \text{ L/j}$ et un poids corporel de 70 kg. Cette valeur est celle retenue par Santé Canada (2010).

INHALATION

Le risque unitaire retenu ($4,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$) est celui proposé par U.S. EPA (IRIS 1998). 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 (2009) propose un risque unitaire semblable de $3,3 \times 10^{-3} \text{ (}\mu\text{g/m}^3\text{)}^{-1}$, soit l'équivalent de $12 \text{ (mg/kg.i)}^{-1}$. Cette valeur a été estimée à partir de trois études épidémiologiques portant sur la mortalité par cancer pulmonaire chez des travailleurs exposés à l'arsenic (Welch et coll. (1982), Higgins et coll. (1985) et Enterline et coll. (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 $\text{CT}_{0,05}$ 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 coll. 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.i)^{-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 ($27 \text{ (mg/kg.i)}^{-1}$, ou $6,4 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$) est celle recommandée par Santé Canada (2010).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Arsenic*. August 2007. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp2.pdf>
- ATSDR (1999). *Toxicological Profile for Arsenic (update); draft for public comment*. Tel que cité par RIVM (2001).
- Brown, C.C. and K.C. Chu. (1983a). Approaches to epidemiologic analysis of prospective and retrospective studies: Example of lung cancer and exposure to arsenic. In: *Risk Assessment Proc. SIMS Conf. on Environ. Epidemiol.* June 28-July 2, 1982, Alta, VT. SIAM Publications. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Brown, C.C. and K.C. Chu. (1983b). Implications of the multistage theory of carcinogenesis applied to occupational arsenic exposure. *J. Natl. Cancer Inst.* 70(3): 455-463. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Brown, C.C. and K.C. Chu. (1983c). A new method for the analysis of cohort studies: Implications of the multistage theory of carcinogenesis applied to occupational arsenic exposure. *Environ. Health Perspect.* 50: 293-308. Tel que cité par U.S. EPA (IRIS).
- Cal/EPA (2008). *Inorganic Arsenic Reference Exposure Levels*. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=75
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Chen, C.J., Chuang, Y.C., Lin, T.M. et Wu, H.Y. (1985). Malignant neoplasms among residents of a blackfoot disease-endemic area in Taiwan : high-arsenic artesian well water and cancers. *Cancer Res.*, 45 : 5895. Tel que cité par Santé Canada (2006).
- Enterline P, Marsh G, Esmen N, Henderson V, Callahan C and Paik M. (1987a). Some effects of cigarette smoking, arsenic, and SO₂ on mortality among US copper smelter workers. *J Occup Med* 29:831-838. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- Enterline, P.E. and G.M. Marsh. (1982). Cancer among workers exposed to arsenic and other substances in a copper smelter. *Am. J. Epidemiol.* 116(6): 895-911. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- 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-semt/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/index_f.html

- Higgins IT, Welch KB, Oh MS, Kryston KL, Burchfiel CM and Wilkinson NM. 1985. *Arsenic exposure and respiratory cancer in a cohort of 8044 Anaconda smelter workers: a 43-year follow-up study*. Unpublished report submitted to Chemical Manufacturers' Association and Smelters Environmental Research Association. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- Higgins, I. 1982. *Arsenic and respiratory cancer among a sample of Anaconda smelter workers*. Report submitted to the Occupational Safety and Health Administration in the comments of the Kennecott Minerals Company on the inorganic arsenic rulemaking. (Exhibit 203-5). Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- HSDB (20082009). *Arsenic compounds*. Dernière révision: 2009. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (19872012). "Arsenic and arsenic compounds". In: *A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100C. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-6.pdf>
- Lee-Feldstein, A. 1983. Arsenic and respiratory cancer in man: Follow-up of an occupational study. In: *Arsenic: Industrial, Biomedical, and Environmental Perspectives*, W. Lederer and R. Fensterheim, Ed. Van Nostrand Reinhold, New York. Tel que cité par U.S. EPA (IRIS).
- Mizuta N, Mizuta M, Ito F, et coll. 1956. An outbreak of acute arsenic poisoning caused by arsenic-contaminated soy-sauce (shoyu): A clinical report of 220 cases. *Bull Yamaguchi Med Sch* 4(2-3):131-149. Tel que cité par ATSDR (2007)
- Morales, K.H., Ryan, L., Kuo, T.L., Wu, M.M. et Chen, C.J. (2000) Risk of internal cancers from arsenic in drinking water. *Environ. Health Perspect.*, 108 : 655-661. Tel que cité par Santé Canada (2006).
- Nagymajtenyi L, Selyes A and Berencsi G (1985). *Chromosomal aberrations and fetotoxic effects of atmospheric arsenic exposure in mice*. *J Appl Toxicol* 5(2): 61-3. Tel que cité par Cal/EPA.
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2006). *Recommandations sur la qualité de l'eau potable : l'arsenic*. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/arsenic/index-fra.php>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Schoof RA, Yost LJ, Crecelius K, et coll. (1998). *Dietary arsenic intake in Taiwanese districts with elevated arsenic in drinking water*. *Hum Ecol Risk Assess* 4(1):117-135. Tel que cité par ATSDR (2007).
- Tseng W.P. (1977). Effects and dose-response relationships of skin cancer and Blackfoot disease with arsenic. *Environ. Health Perspect.* 19: 109-119. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et par ATSDR (2007).
- Tseng W.P., H.M. Chu, S.W. How, J.M. Fong, C.S. Lin, and S. Yen. (1968). Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *J. Natl. Cancer Inst.* 40(3): 453-463. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et par ATSDR (2007).
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Arsenic, inorganic (CASRN 7440-38-2) (dernières révisions : 1991 et 1995)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0278.htm>
- Wasserman GA, Liu X, Parvez F, Ahsan H, Factor-Litvak P, van Geen A, Slavkovich V, Lolacono NJ, Cheng Z, Hussain I, Momotaj H and Graziano JH (2004). Water arsenic exposure and children's intellectual function in Araihaazar, Bangladesh. *Environ Health Perspect* 112(13): 1329-33. Tel que cité par Cal/EPA.
- Welch K, Higgins I, Oh M and Burchfiel C. (1982). Arsenic exposure, smoking, and respiratory cancer in copper smelter workers. *Arch Environ Health* 37:325-335. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- 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>

- Wu, M.-M., Kuo, T.-L., Hwang, Y.-H. et Chen, C.-J. (1989) Dose- response relation between arsenic concentration in well water and mortality from cancers and cardiovascular diseases. *Am. J. Epidemiol.*, 130: 1123. Tel que cité par Santé Canada (2006).

11 BARYUM

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,2 (ATDR 2007) ^a	--	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,2 (IRIS 2005, ATSDR 2007, Santé Canada 2010) ^a	1,0 (RIVM 2001) ^a	2,3 x 10 ⁻⁴	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1998) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (2013) : -- 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 (2013).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR.

INHALATION

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,5 mg/m³ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

Une TLV-TWA (8 heures) de 0,5 mg/m³ est recommandée pour le baryum et ses composés solubles par l'ACGIH, qui recommande également que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 1,5 mg/m³ durant 30 minutes (HSDB).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 µg/m³ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La valeur par voie orale pour une exposition sous-chronique (0,2 mg/kg.i) proposée par ATSDR (2007) a été retenue.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats (10 par groupe) exposés au chlorure de baryum via l'eau de consommation (0, 125, 500, 1000, 2000 ou 4000 ppm) durant 13 semaines (NTP 1994). Les doses correspondantes sont de 0, 10, 30, 65, 110 et 200 mg Ba/kg.j pour les mâles et 0, 10, 35, 65, 115 et 180 mg Ba/kg.j pour les femelles. Les paramètres examinés incluaient des tests neurocomportementaux et cardiovasculaires à 45 et 90 jours, ainsi que l'hématologie et la chimie du sang, le poids et l'histopathologie des organes. Des effets sur les reins, le poids et la mortalité ont été observés. Une NOAEL de 65 mg Ba/kg.j (augmentation relative et absolue du poids des reins

à 115 mg/kg.j chez les femelles) a été identifiée. Aucun modèle n'a permis de dériver une dose benchmark adéquate. La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour extrapolation interspèces, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour les lacunes de la banque de données : manque d'information toxicologique relative au développement).

INHALATION

La concentration de référence retenue pour une exposition sous-chronique ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la proposée par le RIVM pour une exposition chronique. Aucun ajustement n'a été apporté car cette valeur est basée sur les résultats d'une étude sous-chronique (4 mois; Tarasenko et coll. 1977) et le RIVM n'avait appliqué aucun facteur de sécurité pour la durée de l'exposition (détails disponibles dans la section chronique ci-après).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par voie orale (0,2 mg/kg.j) proposée par U.S. EPA (IRIS 2005) et ATSDR (2007) a été retenue. En se basant sur l'évaluation d'U.S. EPA, Santé Canada (2010) a également retenu la valeur de 0,2 mg/kg.j.

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). Les reins se sont avérés être les organes cibles les plus sensibles (lésions) 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 BMDL₀₅ pour l'incidence de néphropathie (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 (IRIS : BMDL₀₅ = 63 mg/kg.j; ATSDR : BMDL₀₅ = 61 mg/kg.j). Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué à la BMDL₀₅ (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.

Le RIVM (2001) et l'OMS (IPCS 2001) proposent 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. Cette dose est basée sur des données obtenues chez l'humain et mettant en évidence un effet du baryum sur l'hypertension. En effet, de l'hypertension a été rapporté chez des personnes ayant ingéré des doses élevées de baryum, chez des travailleurs ayant inhalé des poussières de minerai de baryum et carbonaté de baryum, et chez des animaux de laboratoire (administration intraveineuse ou via l'eau de boisson). Selon l'OMS, les effets néphrotoxiques observés chez l'animal à faible dose n'ont pas été retenus car aucune dysfonction rénale ou autre anomalie de santé n'a été observée dans les études épidémiologiques qui ont révélé de l'hypertension due au baryum. Les données expérimentales de Wones et coll. (1990) et les données épidémiologiques de Brennum & Levy (1984) n'ont rapporté aucun effet significatif sur la pression sanguine. Sur cette base, une NOAEL de 0.21 mg Ba/kg.j a été identifiée chez l'humain. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 10. Le RIVM applique un facteur de 10 pour la variabilité interindividuelle, alors que l'OMS applique un facteur de 10 pour les lacunes de la base de données et les différences potentielles entre adultes et enfants.

INHALATION

La concentration de référence retenue ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose de $2,3 \times 10^{-4} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par le RIVM (RIVM (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 coll. (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 interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (IRIS 1998), ATSDR (2007) et Santé Canada (2010) ne proposent aucune concentration de référence pour le baryum.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

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 (IRIS 1998) et par Santé Canada (1990). IARC n'a pas évalué le potentiel cancérologène du baryum. Aucun estimateur de risque de cancer n'a donc été proposé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Barium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.html>
- Brenniman, G.R, and Levy, P.S. (1985). *Epidemiological study of barium in Illinois drinking water supplies*. In: Calabrese EJ, Tuthill RW, Condie L, eds. *Inorganics in water and cardiovascular disease*. Princeton, NJ, Princeton Scientific Publishing Co., pp. 231–240 (Advances in Modern Environmental Toxicology, Vol. 9). Tel que cité par IPCS (2001).
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB. *Barium compounds*. Dernière revision: 2012 <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- IPCS-WHO (1990). *Barium*. Environmental Health Criteria 107. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc107.htm>
- National Toxicology Program (NTP). (1994) *Technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of barium chloride dihydrate (CAS No. 10326-27-9) in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water studies)*. NTP TR 432. National Toxicological Program, Research Triangle Park, NC. NIH Pub. No. 94-3163. NTIS Pub PB94-214178. Tel que cité par U.S. EPA et ATSDR.
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.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/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/barium-baryum/barium-baryum-fra.pdf
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Tarasenko, N.Y., Pronin, O.A., & Silayev, A.A. (1977) Barium compounds as industrial poisons (an experimental study). *J. Hyg. Epidemiol. Microbiol. Immunol.*, 21: 361-373. Tel que cité par IPCS WHO (1990).
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Barium and compounds (CASRN 7440-39-3)* (dernières révisions : 1998¹ et 2005). <http://www.epa.gov/iris/subst/0010.htm>
- Wones RG, Stadler BL, Frohman LA (1990). *Lack of effect of drinking water barium on cardiovascular risk factors*. *Environmental Health Perspectives*, 85:1–13.

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

12 BÉRYLLIUM

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë et sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
--	0,02 ^b		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
Sels solubles : 2×10^{-3} (IRIS 1998, Cal/EPA 2001, IPCS 2001, ATSDR 2002, CCME 2015) ^a	0,02 (IRIS 1998, IPCS 2001, CCME 2015) ^a	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	$2,4 \times 10^{-3}$ (IRIS 1998, IPCS 2001, Cal/EPA 2009, CCME 2015) ^a	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1998) ^a : probablement cancérigène (groupe B1) selon IARC (2012) : cancérigène (groupe 1) selon ACGIH (2013) : cancérigène (A1)			

-- : non disponible

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

^b : Par défaut, valeur chronique appliquée à l'exposition aiguë et sous-chronique (voir texte)

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 (IRIS).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

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

INHALATION

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,0023 mg/m³ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1. La dérivation d'un ERPG-1 a été jugée inadéquate par AIHA. L'AIHA a établi un ERPG-2 (concentration sans effet néfaste sérieux) de 25 µg/m³ et un ERPG-3 (concentration sans danger immédiat pour la vie) de 100 µg/m³.

En milieu de travail, l'ACGIH indique une TLV-TWA (8 h) de 0,05 µg/m³ et recommande que l'exposition sur 30 minutes ne soit pas plus élevée que 0,15 µg/m³. Ces valeurs visent à éviter une sensibilisation cutanée et respiratoire. Considérant que le béryllium est cancérigène, NIOSH recommande quant à lui que la concentration soit la plus faible possible. Au Québec, la VEMP est de 0,15 µg/m³ mais la CSST recommande qu'un équipement de protection respiratoire soit porté même à des niveaux de concentrations inférieures (à partir de 0,1 µg/m³).

Considérant que la sensibilisation est l'effet critique retenu pour l'exposition chronique, la VTR identifiée pour l'exposition chronique ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est aussi appliquée pour l'exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

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

INHALATION

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

Considérant que la sensibilisation est l'effet critique retenu pour l'exposition chronique, la VTR identifiée pour l'exposition chronique ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est aussi appliquée pour l'exposition sous-chronique.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence retenue ($0,002 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1998), Cal/EPA (2001), l'OMS (IPCS 2001) et ATSDR (2002) 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 $12,2 \text{ mg Be}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour les mâles et $0,029$, $0,15$, $1,3$, et $17,4 \text{ mg Be}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour les femelles, sous forme de sulfate tétrahydrate de béryllium) (Morgareidge et coll. 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 et IPCS ont déterminé une BMDL_{10} de $0,46 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ 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 BMDL_{10} de $0,56 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ 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 BMD_{10} pourrait être une NOAEL);
- Cal/EPA a déterminé une BMD_{05} de $0,244 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ 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).

ATSDR (2002) et Santé Canada (2010) ne proposent pas de dose de référence. Toutefois, dans un document récent (CCME 2015), Santé Canada a retenu la RfD proposée par U.S. EPA.

INHALATION

La concentration de référence retenue pour le béryllium ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) est celle déterminée par l'OMS (IPCS 2001) et U.S. EPA (IRIS 1998).

Cette concentration tolérable est basée sur une étude épidémiologique en milieu professionnel (Kreiss et coll. 1996) mettant en évidence la sensibilisation et la progression jusqu'à la maladie chronique du béryllium (*chronic beryllium disease*, CBD; soit une 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 10 qui, selon IPCS (2001), correspond à la valeur arrondie pour le produit de quatre facteurs : 3 pour l'utilisation d'une LOAEL (le facteur de 10 par défaut n'a pas été appliqué à cause de la nature sensible de l'effet (sensibilisation), 3 pour les lacunes de la base de données (faible qualité du suivi de l'exposition et des autres études épidémiologiques qui évaluent l'incidence de la sensibilisation au béryllium et CBD parmi les travailleurs exposés et les

résidents, résidents), 1 pour la durée non chronique de l'exposition (occurrence de CBD non apparemment non reliée à la durée) et 1 pour la variabilité interindividuelle (les personnes qui développent une hypersensibilité représentent la population la plus sensible au béryllium).

Pour sa part, IRIS (1998) justifie le facteur d'incertitude 10 comme suit : 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).

Sur la base de la même étude et de la même LOAEL ajustée ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Cal/EPA (2001) propose une concentration de $0,007 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Un facteur d'incertitude de 30 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL correspondant à des effets irréversibles et 3 pour la variabilité interindividuelle). Cette valeur n'a pas été retenue car la pertinence des facteurs d'incertitude nous semble questionnable.

ATSDR (2002) et Santé Canada (2010) ne proposent pas de concentration de référence. Toutefois, dans un document récent (CCME 2015), Santé Canada a retenu la RfC proposée par U.S. EPA.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le béryllium est considéré comme cancérigène probable chez l'humain par U.S. EPA (IRIS 1998) et comme cancérigène pour l'humain par IARC (2012). 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 (IRIS 1998) et IPCS (2001), et adopté par Cal/EPA (2009).

Cette valeur est basée sur une étude épidémiologique en milieu de travail (Wagoner et coll. 1980) 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 cancérigénicité estimés sont concordants avec ceux issus de données animales.

À partir des mêmes données, IPCS (2001) propose une gamme de valeurs comprises entre $1,6 \times 10^{-4}$ et $7,2 \times 10^{-3} (\mu\text{g Be}/\text{m}^3)^{-1}$, avec une moyenne géométrique (calculée à partir de 8 valeurs reflétant une gamme de niveau d'exposition et de ratio durée d'exposition/période à risque) de $2,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g Be}/\text{m}^3)^{-1}$. Ces estimations sont basées sur les résultats de l'étude épidémiologique de Wagoner et coll. (1980). Les valeurs de risque unitaire peuvent être considérées comme des limites supérieures car l'extrapolation est basée sur une hypothèse de linéarité à faible dose et les limites de confiance à 95% du risque relatif estimé ont été utilisées dans les calculs.

Santé Canada (2010) ne propose pas de risque unitaire. Toutefois, dans un document récent (CCME 2015), Santé Canada a retenu la valeur proposée par U.S. EPA.

RÉFÉRENCES

- AIHA. Current ERPG Values (2015). <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2015%20ERPG%20Levels.pdf>
- ATSDR (2002). Toxicological Profile for Beryllium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp4.pdf>
- Cal/EPA (2001). Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic toxicity summary. Beryllium and beryllium compounds. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=35
- Cal/EPA (2009). Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html

- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CCME (2015). Scientific criteria document for canadian soil quality guidelines for the protection of human health: beryllium. PM1535. http://www.ccme.ca/files/Resources/csm/pn_1535-CSQG-Be-SCD.pdf
- CSST. Beryllium. http://www.csst.qc.ca/prevention/reptox/pages/fiche-complete.aspx?no_produit=2568
- Eisenbud M, Wanta R, Dustan C, Steadman L, Harris W, and Wolf B. (1949). Nonoccupational berylliosis. J. Ind. Hyg. Toxicol. 31:282-294. Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- HSDB. Beryllium compounds. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB. Beryllium, Elemental. CASRN 7440-41-7. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2012). "Beryllium and beryllium compounds", In: A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 100C. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-7.pdf>
- IPCS (2001). Beryllium And Beryllium Compounds. Concise International Chemical Assessment Document 32. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm#11.1.1>
- Kreiss K, Mroz MM, Newman LS, Martyny J, and Zhen B. (1996). Machining risk of beryllium disease and sensitization with median exposures below 2 micrograms/m³. Am. J. Ind. Med. 30(1):16-25. Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- Morgareidge, K; Cox, GE; Gallo, MA. (1976) Chronic feeding studies with beryllium in dogs. Food and Drug Research Laboratories, Inc. Submitted to the Aluminum Company of America, Alcan Research & Development, Ltd., Kawecki-Berylco Industries, Inc., and Brush-Wellman, Inc. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- RIVM (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0.
- U.S. DOE. Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. Integrated Risk Information System (IRIS). Beryllium and compounds (CASRN 7440-41-7) (dernière révision : 1998). <http://www.epa.gov/iris/subst/0012.htm>
- Wagoner, JK; Infante, PF; Bayliss, DL. (1980). Beryllium: an etiologic agent in the induction of lung cancer, nonneoplastic respiratory disease, and heart disease among industrially exposed workers. Environ Res 21:15-34. Tel que cité par U.S. EPA.

13 CADMIUM

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
-	0,03 (ATSDR 2012) ^a	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
1 x 10 ⁻⁴ (ATSDR 2012) ^{a,b}	0,01 (ATSDR 2012) ^{a,b}	2,3 x 10 ⁻⁶	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	4,2 x 10 ⁻³ (Cal/EPA 2009) ^a	15	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1992) ^a : probablement cancérigène (groupe B1) selon l'IARC (2012) : cancérigène (groupe 1) selon la LCPE (Gouvernement du Canada 1994) : probablement cancérigène ^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.

^b : Valeur dérivée en tenant compte de l'exposition totale (inhalation + apport alimentaire moyen).

^c : Composés du cadmium

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

La concentration de référence retenue pour une exposition aiguë (0,03 µg/m³) est celle proposée par ATSDR (2012). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée par le NTP (1995) sur des rats et des souris exposés à de l'oxyde de cadmium (0, 0,088, 0,26, 0,88, 2,6 ou 8,8 mg Cd/m³) par inhalation durant 2 semaines (6,5 h/jour, 5 jours/semaine). Les paramètres évalués étaient le poids, le poids des organes et l'histopathologie. Des effets ont été observés à toutes les doses; les effets observés à la plus faible dose (LOAEL=0,088 mg/m³) étaient des altérations histologiques limitées au tractus respiratoire (infiltration histiocytique alvéolaire chez les rats et les souris; inflammation focale dans les septa alvéolaires de tous les rats). La LOAEL a été retenue comme point de départ pour estimer la valeur de référence; les données n'étaient pas adéquates pour déterminer (selon l'approche benchmark) la forme de la relation dose-réponse à un niveau de réponse inférieur à 100%. Cette valeur a été ajustée pour une exposition continue (0,088 x 6,2/24 x 5/7=0,016 mg/m³) et la concentration équivalente pour l'humain (HEC) a été estimée en utilisant un RDDR de 0,617 (LOAEL_{HEC}=0,016 x 0,617=0,01 mgCd/m³). La LOAEL_{HEC} a été divisée par un facteur de sécurité de 300 (3 pour extrapolation animal-humain incluant un ajustement dosimétrique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour utilisation d'une LOAEL). ATSDR précise que la toxicité de l'oxyde de cadmium sur le système respiratoire est connue chez l'humain, et que les effets toxiques de ce composé et d'autres composés du cadmium (ex.: chlorure de cadmium) sur le système respiratoire ont également été documentés chez l'animal.

Pour les situations d'urgence, une AEGL-1 de 0,1 mg/m³ a été établie (U.S. EPA).

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de 10 µg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour le cadmium (2 µg/m³ pour la fraction respirable), et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 3 fois la valeur (cadmium total : 30 µg/m³, fraction respirable : 6 µg/m³) pour plus de 30 minutes (HSDB 2012).

VOIE ORALE

Aucune dose de référence pour une exposition aiguë n'est disponible (ATSDR, U.S. EPA, Cal/EPA).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

Par défaut, les VTR pour une exposition chronique ont été appliquées pour une exposition sous-chronique, ce qui constitue une approche prudente.

Note. Le cadmium exerçant ses effets toxiques 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.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par ingestion retenue (0,1 µg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2012).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une méta-analyse portant sur une sélection de sept études environnementales établissant un lien entre les concentrations urinaires de cadmium et la prévalence de niveaux élevés de biomarqueurs de la fonction rénale chez l'humain. Les relations dose-réponse individuelles de chaque étude ont été considérées afin d'estimer la dose interne correspondant à une probabilité de 10% d'excès de risque de protéinurie (UCD₁₀ : cadmium urinaire exprimé en µg/g de créatinine) pour des protéines de faible poids moléculaire (β₂-microglobuline, α₁-microglobuline (aussi appelée pH₂C, pour *human complex forming glycoprotein*), *retinol binding protein*). Un total de 11 relations dose-réponse ont été considérées (lorsque possible, sexes séparés). Les doses internes moyennes ainsi obtenues (UCD₁₀ en µg/g de créatinine) à partir des études européennes, japonaises et chinoises étaient de 1,34 (IC 95% : 0,50-2,18), 5,23 (IC 95% : 4,24-6,21) et 9,55 (IC 95% : 2,96-16,1), respectivement. La MRL a été dérivée à partir de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la plus faible UCD₁₀ (UCDL₁₀=0,50 µg/g créatinine), soit celle issue des données européennes (Bucht et coll. (1990), Järup et coll. (2000), Suwazono et coll. (2006)). Les doses de cadmium ingérées quotidiennement et correspondant à une UCDL₁₀ de 0,50 µg/g créatinine à l'âge de 55 ans (âge approximatif auquel le pic de la concentration de cadmium dans le cortex rénal est anticipé) ont été estimées à 0,33 µg/kg.jour chez les femmes et à 0,70 µg/kg.jour chez les hommes à l'aide du modèle de Kjellström et Nordberg (1978) modifié (voir ATSDR 2012 pour plus de détails). Cette estimation a notamment été basée sur un taux d'absorption gastro-intestinale de 5% chez les femmes et de 10% chez les hommes. La MRL a été obtenue en divisant la plus faible dose par un facteur de sécurité de 3 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (l'UCD₁₀ est basé sur plusieurs études environnementales de grande envergure incluant des sous-populations sensibles; cependant, certains diabétiques sont particulièrement sensibles aux effets rénaux du cadmium et les diabétiques étaient exclus de plusieurs des études considérées). ATSDR précise que les effets du cadmium sur les os apparaissent à des doses internes (≥ 0,6 µg Cd/g créatinine) semblables à celles associées à des effets rénaux, et que ces derniers ont été retenus comme effets critiques du fait de la meilleure qualité de la base de données. Par ailleurs, le point de départ utilisé pour dériver la MRL (UCDL₁₀=0,5 µg/g créatinine, basée sur une méta-analyse) s'est avéré semblable aux points de départ estimés à partir de l'étude européenne de Järup et coll. (2000) (doublement de la prévalence de protéinurie à 0,5 µg/g créatinine) et à partir de cinq études européennes, japonaises ou chinoises (effets rénaux à partir ≥ 0,7 µg/g créatinine).

Les doses de référence établies par d'autres organismes sont les suivantes :

- L'agence européenne pour la sécurité des aliments (EFSA, 2009a) recommande une dose tolérable hebdomadaire (TWI) de 2,5 µg Cd/kg (ce qui correspondrait, sur une base journalière, à 0,35 µg/kg.jour). Cette valeur est basée sur les résultats d'une méta-analyse réalisée par l'EFSA (2009b) portant sur une cinquantaine d'études épidémiologiques portant sur la relation entre l'exposition au cadmium et divers biomarqueurs rénaux. L'EFSA a estimé les BMDL₅ correspondant à la prévalence de niveaux élevés de β₂-microglobuline (β₂MG) dans l'urine chez des individus de 50 ans et plus. La BMDL₅ moyenne pour une population caucasienne (concentration urinaire de 4 µg Cd/g créatinine) a été sélectionnée par l'EFSA pour dériver la TWI. Comme la relation dose-réponse a été établie à partir de données moyennes représentatives d'un groupe, un facteur d'ajustement spécifique (*chemical-specific adjustment factor*, CSAF) a été déterminé pour tenir compte de la variabilité interindividuelle du cadmium urinaire. La valeur du CSAF (3,9) correspond au ratio du 95^e centile de la concentration urinaire de cadmium dans la population et de la BMD médiane, en supposant que les concentrations sont distribuées de façon log-normale. Les

autres sources de variabilité/incertitude étaient déjà prises en compte, au moins partiellement¹. Le point de départ (POD) dans l'urine (1 µg Cd/g créatinine) correspond à la BMDL₅ divisée par le CSAF (EFSA 2009b, EFSA 2009a). La dose alimentaire correspondant à ce POD a été estimée par modélisation avec un modèle toxicocinétique à un compartiment en se basant sur les données obtenues au sein d'une population Suédoise (Amzal et coll. 2009). Cette étude fournit des données individuelles (cadmium urinaire et apports alimentaires de cadmium quotidien) pour 680 femmes non fumeuses âgées de 56 à 70 ans, ce qui permet d'estimer la variabilité au sein de la population. L'EFSA (2009a) a estimé qu'avec un apport alimentaire quotidien moyen ne dépassant pas 0,36 µg Cd/kg.jour, le niveau de cadmium urinaire resterait en deçà du POD (1 µg Cd/g créatinine). Cette dose journalière a été retenue pour dériver la TWI sur une base hebdomadaire (TWI de 2,5 µg Cd/kg par semaine). Il importe de noter que cette valeur est basée sur des données obtenues chez des femmes (75% des données utilisées pour établir la relation dose-réponse, 100% des données toxicocinétiques utilisées pour relier la dose interne et la dose ingérée), lesquelles représentent le groupe le plus vulnérable (absorption gastrointestinale du cadmium plus élevée que chez les hommes).

- En 2011, un groupe d'experts (JECFA) a dérivé une dose tolérable mensuelle provisoire (PTMI) de 25 µg/kg par mois (ce qui correspond, sur une base hebdomadaire, à environ 5,8 µg Cd/kg par semaine) (JECFA 2011; voir ci-après). Suite à cette publication, la commission européenne a demandé à l'EFSA de confirmer que la TWI dérivée en 2009 était toujours adéquate. L'EFSA a comparé son approche avec celle utilisée par JECFA. Après une évaluation approfondie des deux approches, l'EFSA a conclu que la TWI de 2,5 µg Cd/kg par semaine établie en 2009 devrait être maintenue afin d'assurer un niveau élevé de protection des consommateurs, notamment des sous-groupes tels que les enfants, les végétariens et les personnes demeurant dans des régions fortement contaminées (EFSA 2011).
- La dose tolérable mensuelle provisoire (PTMI) de 25 µg Cd/kg par mois proposée par le JECFA (2011) est également basée sur la méta-analyse de l'EFSA (2009b) mais considère uniquement les données obtenues chez les individus âgés de 50 ans et plus. Pour modéliser la relation dose-réponse (Cd vs. β2MG urinaires, qui montre des pentes différentes à faible et forte concentration urinaire, indication de l'apparition de changements pathologiques au niveau de la dysfonction tubulaire rénale), JECFA a utilisé un modèle bi-exponentiel pour estimer le point de rupture de la 2^e pente. JECFA a estimé qu'une excrétion urinaire de cadmium inférieure à 5,24 µg Cd/g créatinine (95%CI: 4,94-5,57) n'était pas associée à une augmentation de l'excrétion de β2MG alors que des concentrations urinaires de cadmium plus élevées étaient associées à une augmentation rapide de l'excrétion de β2MG (JECFA 2011). Considérant que les données correspondent à une population et non à des données individuelles, la variabilité toxicodynamique a été représentée par une distribution log-triangulaire avec un intervalle de variation fixe compris entre 1 et 3 fois le POD (augmentation et diminution de la susceptibilité individuelle). JECFA a identifié le même POD que l'EFSA (5,24 µg Cd/g créatinine à partir des données de Amzal et coll., 2009). Une simulation Monte-Carlo à deux dimensions a été utilisée pour estimer la distribution de l'incertitude/variabilité². JECFA a estimé qu'un apport alimentaire de 1.2 µg Cd/kg.jour (5^e-95^e centiles: 0,8-1,8) au 5^e centile correspondait à une concentration urinaire de 5,24 µg Cd/g créatinine (95%CI: 4,94-5,57). La limite inférieure (5^e centile) de l'apport alimentaire de cadmium au niveau de la population (0,8 µg/kg.jour) a été retenue par JECFA pour dériver la PTWI (JECFA 2011). Comme le cadmium a une longue demi-vie et comme la contribution de la dose alimentaire d'une journée a une contribution négligeable ou minimise à l'exposition totale (cumulée) dans la population générale, JECFA suggère que la dose tolérable soit définie sur une base mensuelle. La PTMI a donc été établie à 25 µg Cd/kg par mois (ce qui, sur une base quotidienne, correspond à 0,8 µg/kg.jour). JECFA considère cette PTMI comme protectrice pour la population générale (tous les âges), incluant les groupes de consommateurs avec une exposition élevée et des sous-groupes avec des habitudes alimentaires particulières (ex. : végétariens) (JECFA 2011).
- U.S. EPA recommande une dose de référence de 0,5 µg/kg.jour via l'eau potable et de 1 µg/kg.jour via les aliments (valeurs établies en 1988 et actuellement en révision³) (U.S. EPA (IRIS 1994)). Ces RfD sont basées sur la concentration maximale de cadmium dans le cortex rénal (concentration critique = 200 µg Cd/g poids frais) non associée à une protéinurie significative (effet critique) (U.S. EPA (1985)). Un modèle toxicocinétique a été utilisé pour estimer la plus forte dose d'exposition associée à l'absence de l'effet critique (en assumant une élimination journalière de cadmium de 0.01% de la charge corporelle). Considérant que l'absorption gastro-intestinale semble varier avec la source, un facteur d'absorption différent a été utilisé pour le cadmium dans l'eau (5%) et dans la nourriture (2,5%). Des NOAEL de 0,005 mg/kg.jour via l'eau et de 0,01 mg/kg.jour via l'alimentation ont été obtenues. Ces NOAEL ont été divisées par un facteur de sécurité de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle.

1 Du fait de l'utilisation d'une dose benchmark (variabilité au sein de la population), en retenant la BMDL plutôt que la BMD (incertitude associée à l'estimation statistique), par l'utilisation de deux modèles pour modéliser la relation dose-réponse, et par la réalisation d'une analyse de sensibilité (incertitude associée aux hypothèses de modélisation; des résultats similaires ont été obtenus avec les deux modèles).

2 Incertitude du point de rupture, variabilité toxicodynamique et du modèle toxicocinétique

3 Valeur préliminaire proposée en 1999 : 0,8 µg/kg.j (U.S. EPA 1999)

- Le RIVM recommande une dose hebdomadaire tolérable de 3,5 µg/kg (JECFA (1989, 2004); RIVM (2001)), ce qui correspond à une dose journalière de 0,5 µg/kg.jour. 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 µg/kg.j durant 40-50 ans conduirait à une concentration dans le cortex rénal de 50 µg/g (poids frais) (ce qui correspond à une excrétion urinaire de cadmium de 2 µg/24 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 coll. (1989), Buchet et coll. (1990) cités par Baars et coll.), le RIVM considère qu'une dose moyenne de 1 µg/kg.j est une LOAEL et applique un facteur de sécurité de 2, ce qui conduit à une dose journalière moyenne de 0,5 µg/kg.j. Aucun autre facteur de sécurité n'a été appliqué car 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.
- L'OMS recommande une valeur de 1 µg/kg.j (JECFA 2004). Cette valeur, dérivée de la dose hebdomadaire maximale recommandée (PTWI = 7 µg/kg.jour), correspond à une concentration urinaire de 2,5 µg/g créatinine considérée sans effet néfaste. Le comité JECFA estime qu'à cette concentration, la prévalence de dysfonctionnement des tubules rénaux ne devrait pas être augmentée. Cette hypothèse est basée sur les données issues de plusieurs études menées chez des travailleurs ou dans la population générale.
- Santé Canada (2010) recommande une valeur provisoire de 1 µg/kg.j basée sur la valeur recommandée par l'OMS.

Note. Le cadmium exerçant ses effets toxiques 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 (0,01 µg/m³, soit une dose de 0,0023 µg/kg.j) est celle proposée par ATSDR (2012).

Cette valeur est basée sur la même dose interne sur la fonction rénale (UCDL₁₀=0,5 µg Cd/g créatinine) que celle utilisée pour dériver la dose de référence (voir précédemment la section «voie orale»). Elle a été estimée par modélisation en tenant compte de l'apport alimentaire de cadmium. Dans un premier temps, le dépôt et la clairance de particules de cadmium (1, 5 ou 10 µm) inhalées ont été modélisés avec le modèle *ICRP Human Respiratory Tract Model* (ICRP (1994)). Les transferts de masse prédits du tractus respiratoire vers le tractus gastrointestinal et le sang ont été utilisés comme paramètres d'entrée dans les compartiments GI et sang du modèle pharmacocinétique de Kjellström et Nordberg (1978) afin d'estimer les concentrations de cadmium dans le rein et les urines correspondant à une exposition au cadmium par inhalation. Les résultats ont indiqué qu'une concentration de cadmium dans l'air de 1,8–2,4 µg Cd/m³ (sous forme d'oxyde) ou de 1,2–1,4 µg Cd/m³ (sous forme de sulfure) conduirait à une concentration urinaire de 0,5 µg/g créatinine (UCDL₁₀), en supposant que l'air est la seule source d'exposition. Dans un deuxième temps, la dose interne correspondant à l'UCDL₁₀ a été estimée en tenant compte de l'exposition conjointe via l'air et l'alimentation (exposition réaliste), en utilisant l'apport alimentaire moyen pondéré en fonction de l'âge chez les non-fumeurs américains, soit 0,35 µg/kg.jour pour les hommes et 0,30 µg Cd/kg.jour pour les femmes (0,32 µg/kg.jour pour les deux sexes combinés). Les résultats obtenus avec les particules (1 µm) de sulfure de cadmium (forme plus disponible que l'oxyde de cadmium) indiquent que l'UCDL₁₀ (0,5 µg/g créatinine) serait atteint avec une exposition chronique simultanée à 0,1 µg Cd/m³ dans l'air ambiant et 0,3 µg/kg.jour via l'alimentation.

Une concentration de référence de 0,02 µg/m³ est proposée par Cal/EPA. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des travailleurs exposés au cadmium durant un à plus de vingt ans (Lauwerys et coll. (1974), cités par Cal/EPA 2000). Une LOAEL de 21 µg Cd/m³ pour des effets rénaux (protéinurie) et respiratoires (réduction de la capacité vitale forcée et du débit expiratoire de pointe) 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 4,6 x 10⁻⁶ mg/kg.j (Cal/EPA 2000).

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2009) 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).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le cadmium est classé comme cancérigène probable chez l'humain par l'U.S. EPA (IRIS 1992) et comme cancérigène chez l'humain par l'IARC (2012). 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 cancérigénité par ingestion n'a donc été proposé par U.S.EPA (IRIS 1992), Cal/EPA (2009), ou Santé Canada (2010).

INHALATION

Le facteur de risque unitaire ($4,2 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, soit un coefficient de cancérigénité de $15 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$) proposé par Cal/EPA (2009) a été retenu.

Cette valeur a été calculée à partir de l'étude épidémiologique de Thun et coll. (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 coll. (1994) proposent une concentration tumorigène 5% ($\text{CT}_{0,05}$) pour l'humain de $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition au chlorure de cadmium par inhalation, ce qui correspond à un risque unitaire de $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur a été calculée à partir de l'incidence de tumeurs pulmonaires chez des rats exposés à un aérosol de chlorure de cadmium¹ durant 72 semaines (23 hr/j) (Takenaka et coll. (1983) et Oldiges et coll. (1984) cités par Gouvernement du Canada).
- Les valeurs recommandées par Santé Canada (2010) pour l'inhalation sont $42 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ et $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.
- Le coefficient de cancérigénité proposé dans IRIS ($1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) est actuellement en révision. La valeur préliminaire proposée par l'U.S. EPA (1999) est similaire à celle dérivée par Cal/EPA.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Cadmium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- Buchet JP, Lauwerys R., Roels H, et coll. (1990). *Renal effects of cadmium body burden of the general population*. *Lancet* 336:699-702. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Cal/EPA (2000). *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic Toxicity Summary. Cadmium And Cadmium Compounds*. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=59
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- EFSA (2009a). *Scientific Opinion. Cadmium in food. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain*. EFSA Journal 980: 1-139. Adopted on 30 January 2009. <http://www.efsa.europa.eu/fr/efsajournal/doc/980.pdf>. Adopted on 30 January 2009.
- EFSA (2009b). *Technical Report of EFSA. Meta-analysis of Dose-Effect Relationship of Cadmium for Benchmark Dose Evaluation*. EFSA Scientific Report 254: 1-62. Prepared by the EFSA Assessment Methodology Unit.

¹ $\text{CT}_{0,05}$ estimées pour le rat : chlorure de Cd = $2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$; autres composés (oxyde, sulfate, sulfure) : $2,7$ - $12,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$

- EFSA (2011). *Scientific Opinion. Statement on tolerable weekly intake for cadmium*. EFSA Journal 9(2): 1-19. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). <http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/doc/1975.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 (2012). *Cadmium compounds*. Hazardous Substances Data Bank <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2012). "Cadmium and Cadmium Compounds", In: *A Review of Human Carcinogens: Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 100C <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-8.pdf>.
- ICRP (1994). *Human respiratory tract model for radiological protection*. Pergamon Press, Oxford. ICRP publication 66. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Järup L, Hellstrom L, Alfven T, et coll. (2000). *Low level exposure to cadmium and early kidney damage: The OSCAR study*. Occup Environ Med 57(10):668-672. Tel que cité par ATSDR (2012).
- JECFA (1989). *Cadmium*. WHO Food Additive Series 24. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v024je09.htm>
- JECFA (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>
- JECFA (2011). *Safety evaluation of certain food additives and contaminants*. WHO Food Additives Series 64. Prepared by the Seventy-third meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v64je01.pdf>
- Kjellström T, Nordberg GF. (1978). *A kinetic model of cadmium metabolism in the human being*. Environ Res 16:248-269. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Lauwerys RR, Buchet JP, Roels HA, Brouwers J, and Stanescu D. (1974). *Epidemiological survey of workers exposed to cadmium*. Arch. Environ. Health 28:145-148. Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- Nogawa K, Honda R, Kido T, Tsuritani I, Yamada Y, Ishizaki M & Yamaya H. (1989). *A dose-response analysis of cadmium in the general environment with special reference to total cadmium intake limit*. Environm Res 48:7-16. Tel que cite par RIVM (2001).
- NTP (1995). *NTP technical report on toxicity studies of cadmium oxide (CAS No. 1306-19-0) administered by inhalation to F344/N rats and B6C3F mice*. Research Triangle Park, NC: National Toxicology Program. Toxicity report series no. 39. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Oldiges, H., D. Hochrainer, Sh. Takenaka, G. Oberdörster et H. König, (1984). *Lung Carcinomas in Rats after Low Level Cadmium Inhalation*. Toxicol. Environ. Chem. 9: 41-51. Tel que cité par Gouvernement du Canada (1994).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Suwazono Y, Sand S, Vahter M, et coll. (2006). *Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans*. Environ Health Perspect 114:1072-1076. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Takenaka, S., H. Oldiges, H. König, D. Hochrainer et G. Oberdörster (1983). *Carcinogenicity of Cadmium Chloride Aerosols in W Rats*. J. Natl. Cancer Inst., 70: 367-373. Tel que cite par Gouvernement du Canada (1994).
- Thun M, Schnorr T, Smith A, Halperin W and Lemen R. (1985). *Mortality among a cohort of U.S. cadmium production workers - an update*. J Natl Cancer Inst 74:325-333. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- U.S. EPA (1985). *Drinking Water Criteria Document on Cadmium*. Office of Drinking Water, Washington, DC. (Final draft). Tel que cité par U.S. EPA (2013).

- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Cadmium (CASRN 7440-43-9)* (dernières révisions : 1992 et 1994). <http://www.epa.gov/iris/subst/0141.htm>
- U.S. EPA (1999). *Toxicological Review of Cadmium and compounds. External Review Draft.*

15 CHROME TRIVALENT

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
--	Forme insoluble (particules) 5,0 (ATSDR 2012)	--	--
--	Forme soluble (particules) 0,1 (ATSDR 2012)	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
Forme insoluble 1,5 ^a (IRIS 1998) ^b	Forme insoluble (particules) 0,5 ^c	--	--
Forme soluble 4,6 x 10 ⁻³ (RIVM 2001) ^b	Forme soluble (particules) 0,01 ^b	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène 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 coll. (1994) : non classable (groupe VI)			

-- : non disponible

^a : Valeur retenue pour l'évaluation des risques liés à qualité des sols, car selon ATSDR (2012), 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.

^c : Valeur provisoire dérivée de la MRL sous-chronique proposée par ATSDR (2012)

Notes :

- Les composés trivalent du chrome sont les formes les plus stables et sont celles retrouvées naturellement dans les minéraux, par exemple sous forme de ferrochromite (FeCr₂O₄). Le chrome hexavalent (2^e forme la plus stable), ne se retrouve naturellement que dans certains minéraux, comme la crocoïte (PbCrO₄) (ATSDR 2012).
- La solubilité des composés du chrome est variable et dépend principalement de l'état d'oxydation. Les composés du chrome(III) sont généralement insolubles dans l'eau, à l'exception de l'acétate, de l'hexahydrate de chlorure et des sels de nitrate (ATSDR 2012).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,5 mg/m³ pour le chrome (élément) a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1. Les TEEL-1 établies pour les composés du chrome trivalent sont toutes plus élevées.

En milieu de travail, une TLV-TWA de 0,5 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour le chrome trivalent et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 1,5 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB 2005).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 5 µg/m³ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

Aucune valeur n'est disponible.

INHALATION – PARTICULES DE CHROME TRIVALENT INSOLUBLE

La MRL sous-chronique (5 µg Cr(III)/m³) proposée par ATSDR (2012) est basée sur les résultats de l'étude de Derelanko et coll. (1999). Des rats Fisher (CDF) mâles et femelles (15/sexe/dose) ont été exposés par inhalation (*nose-only*) à de l'oxyde chromique (0, 3, 10, or 30 mg Cr(III)/m³, taille moyenne des particules : ~1,9 µm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 13 semaines. Une LOAEL de 3 mg Cr(III)/m³ a été identifiée à la fin des 13 semaines de traitement (hyperplasie des ganglions médiastinaux chez les mâles et les femelles) et une LOAEL minimale (en terme de sévérité) de 3 mg Cr(III)/m³ a été identifiée à la fin des 13 semaines de récupération suivant le traitement (hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique des poumons chez les mâles; sévérité : trace à moyenne). Aucun effet n'a été observé en ce qui concerne la mortalité, les signes cliniques, le poids corporel, l'examen ophtalmologique ou la qualité des spermatozoïdes (nombre, mobilité et morphologie). Aucun effet relié au traitement n'a été noté lors des évaluations relevant de l'hématologie, de la chimie clinique et de l'analyse urinaire; la β₂-microglobuline n'a été détectée dans aucun rat, quel que soit le groupe. Des changements histopathologiques ont été observés au niveau des poumons et des tissus lymphatiques respiratoires uniquement (aucun changement dans les autres tissus, incluant tissus nasals et larynx). Une augmentation significative du poids absolu (+12%) et relatif (+13%) de poumon/trachée a été observée chez les mâles exposés à la plus forte concentration (30 mg Cr(III)/m³). La nécropsie a révélé, chez la plupart des animaux (incidence non rapportée) une décoloration verte des poumons et des ganglions lymphatiques médiastinaux; le degré de décoloration augmentait avec le niveau d'exposition et il a été présumé représenter le dépôt du matériau inhalé. Un grossissement des ganglions lymphatiques médiastinaux a été noté à 30 mg Cr(III)/m³. Une hyperplasie lymphoïde des ganglions médiastinaux a été observée chez les rats de tous les groupes traités (sévérité non rapportée). Chez les rats exposés à 10 ou 30 mg Cr(III)/m³, une hyperplasie des pneumocytes de type II (sévérité non rapportée) a été observée ainsi qu'une inflammation interstitielle chronique dans les septums alvéolaires (sévérité : trace à moyenne), caractérisée par une infiltration de cellules inflammatoires. Après 13 semaines de suivi post-traitement, des macrophages pigmentés et des pigments noirs ont été observés dans les tissus péribronchiaux et les ganglions lymphatiques médiastinaux des animaux de tous les groupes traités. Une hyperplasie des cellules septales et une inflammation interstitielle chronique des poumons (toutes deux de sévérité : trace à moyenne) ont été observées chez les mâles de tous les groupes traités et chez les femelles exposées à 10 ou 30 mg Cr(III)/m³. La MRL a été dérivée à partir de la LOAEL. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car les données disponibles étaient inadéquates (absence de données sur l'incidence des lésions). La LOAEL expérimentale (3 mg Cr(III)/m³) a été ajustée pour une exposition continue (LOAEL_{Ajust}=LOAEL x 6/24 x 5/7) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain (LOAEL_{HEC}=LOAEL_{Ajust} x RDDR). La LOAEL_{HEC} la plus faible (0,43 mg/m³: hyperplasie des cellules septales et inflammation interstitielle chronique des poumons chez le mâle; RDDR=0,789) a été retenue pour dériver la MRL. La MRL (0,005 mg/m³) proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique) a été obtenue en divisant la LOAEL_{HEC} par un facteur d'incertitude global de 90 (3 pour utilisation d'une LOAEL, 3 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Aucune valeur n'a été proposée par U.S. EPA ou Cal/EPA pour une exposition sous-chronique.

INHALATION – PARTICULES DE CHROME TRIVALENT SOLUBLE

Pour les particules solubles de chrome trivalent, une concentration de référence de 0,1 µg/m³ est proposée par ATSDR (2012) pour une exposition de durée sous-chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Derelanko et coll. (1999). Des rats Fisher (CDF) mâles et femelles (15/sexe/dose) ont été exposés par inhalation (*nose-only*) à du sulfate de chrome basique (0, 3, 10, or 30 mg Cr(III)/m³, taille moyenne des particules : ~4,2-4,5 µm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 13 semaines. Le tractus respiratoire a été identifié comme la cible des composés particuliers de chrome trivalent inhalé. Des effets semblables ont été observés dans les deux sexes, avec des changements histopathologiques au niveau du nez, du larynx, des poumons et des tissus lymphatiques respiratoires, et une augmentation du poids relatif des poumons à une concentration de ≥3 mg Cr(III)/m³. La MRL a été dérivée à partir de la LOAEL correspondant aux lésions histopathologiques. L'approche benchmark n'a pas été utilisée car les données disponibles étaient inadéquates (absence de données sur l'incidence des

lésions). La LOAEL expérimentale ($3 \text{ mg Cr(III)}/\text{m}^3$) a été ajustée pour une exposition continue ($\text{LOAEL}_{\text{Ajust}} = \text{LOAEL} \times 6/24 \times 5/7 = 0.54 \text{ mg}/\text{m}^3$) et convertie pour une concentration équivalente chez l'humain ($\text{LOAEL}_{\text{HEC}} = \text{LOAEL}_{\text{Ajust}} \times \text{RDDR}$). La $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ la plus faible ($0,04 \text{ mg}/\text{m}^3$: lésions aux niveaux du nez et du larynx chez le rat femelle, $\text{RDDR}=0,078$) a été retenue pour dériver la MRL. La MRL ($0,00013 \text{ mg}/\text{m}^3$, arrondie à $0,0001$) proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique) a été obtenue en divisant la $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ par un facteur d'incertitude global de 300 (10 pour utilisation d'une LOAEL, 3 pour extrapolation animal-humain et 10 pour la variabilité interindividuelle). Pour information, la concentration critique en regard d'un effet sur le poids des poumons (basée sur l'approche benchmark; $\text{BMCL}_{1\text{sd,HEC}}=0.17 \text{ mg}/\text{m}^3$) était supérieure à la $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ et n'a donc pas été retenue.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE – SELS INSOLUBLES (EX. : OXYDE DE CHROME (Cr_2O_3), SULFATE DE CHROME ($\text{Cr}_2[\text{SO}_4]_3$))

La dose de référence retenue pour les sels insolubles de chrome trivalent ($1,5 \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1998).

Cette valeur est issue d'une étude chronique menée chez des rats exposés durant 840 jours à de l'oxyde de chrome (Cr_2O_3) via leur alimentation, à raison de 5 jours par semaine. Les doses totales reçues ont été estimées à 360, 720 et $1\,800 \text{ g Cr}_2\text{O}_3/\text{kg}$ 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 $1\,468 \text{ mg Cr(III)}/\text{kg.jour}$. 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 (RIVM (2001)) propose une dose journalière tolérable de $4,6 \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour les sels insolubles (incluant le chrome métallique). Cette valeur est extrapolée de la dose de référence pour les sels solubles ($4,6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$, issue d'une $\text{NOAEL}_{\text{rat}}$ de $0,46 \text{ mg}/\text{kg.j}$) en considérant que les sels insolubles sont 1 000 fois moins toxiques que les sels solubles chez le rat (NOAEL observées : $2\,040 \text{ mg}/\text{kg.j}$, $3,6 \text{ mg}/\text{kg.j}$ et $0,46 \text{ mg}/\text{kg.j}$ pour les sels insolubles, peu solubles et solubles, respectivement).

Santé Canada (2010) ne propose pas de dose journalière admissible pour le Cr(III), qui est considéré comme un élément essentiel. Une dose journalière tolérable de $1 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ pour le chrome total est basée sur la toxicité du Cr(VI).

VOIE ORALE – SELS SOLUBLES (EX. ACÉTATE DE CHROME TRIVALENT ($\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$))

La dose de référence retenue pour les sels solubles de chrome trivalent ($4,6 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg.j}$) est celle proposée par le RIVM (RIVM (2001)). Cette valeur est basée sur une NOAEL de $0,46 \text{ mg}/\text{kg.j}$ obtenue chez le rat après exposition chronique à de l'acétate de chrome trivalent ($\text{Cr}(\text{CH}_3\text{COO})_3$, qui est une forme très soluble (pour le chlorure de chrome trivalent (CrCl_3), moins soluble, une NOAEL de $3,6 \text{ mg}/\text{kg.j}$ 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 (2010) ne propose pas de dose journalière admissible pour le Cr(III), qui est considéré comme un élément essentiel. Une dose journalière tolérable de $1 \mu\text{g}/\text{kg.j}$ pour le chrome total est basée sur la toxicité du Cr(VI).

INHALATION – SELS INSOLUBLES DE CHROME TRIVALENT (PARTICULES)

Les VTR existantes (60 et $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$, voir ci-après) pour une exposition chronique aux sels insolubles sont toutes plus élevées que la plus récente VTR pour une exposition sous-chronique ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, dérivée par ATSDR en 2012). Par prudence, une valeur provisoire a été dérivée de la VTR sous-chronique en appliquant un facteur de sécurité de 10 (qui correspond à la valeur par défaut généralement appliquée pour dériver une VTR chronique à partir d'une étude sous-chronique). La concentration de référence retenue est donc une valeur provisoire de $0,5 \mu\text{gCr(III)}/\text{m}^3$.

La concentration tolérable dans l'air de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ proposée par le RIVM pour le chrome trivalent insoluble et le chrome métallique est issue d'une NOAEC de $0,6 \text{ mg}/\text{m}^3$ 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 ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) a été dérivée de l'étude en milieu professionnel de Korallus et coll. (1974), dans laquelle une NOAEC de $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ 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 ($\text{NOAEC} = 0,7 \text{ mg/m}^3$) et application d'un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle, une valeur provisoire de $70 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ a été obtenue.

Aucune concentration de référence n'a été proposée pour le chrome trivalent par U.S. EPA (IRIS 1998), Santé Canada (2010) ou Cal/EPA.

INHALATION – SELS SOLUBLES DE CHROME TRIVALENT

Aucune agence de santé n'a proposé de concentration de référence pour une exposition chronique aux sels solubles de chrome trivalent.

Par défaut, une valeur provisoire a été dérivée de la VTR sous-chronique ($0,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$, proposée par ATSDR 2012) en appliquant un facteur de sécurité de 10 (qui correspond à la valeur par défaut généralement appliquée pour dériver une VTR chronique à partir d'une étude sous chronique). La concentration de référence retenue est donc une valeur provisoire de $0,01 \text{ } \mu\text{gCr(III)/m}^3$.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

L'U.S. EPA (IRIS 1998), 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

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Chromium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Derelanko, N.J., Rinehart, W.E., Hilaski, R.J. et coll. (1999). *Thirteen-week subchronic rat inhalation toxicity study with a recovery phase of trivalent chromium compounds, chronic oxide, and basic chromium sulfate*. *Toxicological Sciences* 52(2):278-288. Tel que cité par ATSDR (2012).
- Elbetieha, A; Al-Hamood, MH. (1997) *Long-term exposure of male and female mice to trivalent and hexavalent chromium compounds: effect on fertility*. *Toxicology* 116:19-47. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- 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*. <http://bibvir1.uqac.ca/archivage/000169733.pdf>
- HSDB (2005). *Chromium compounds*. Hazardous Substances Data Bank. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1990). "Chromium and chromium compounds", In: *Chromium, Nickel and Welding. IARC Monographs of the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 49*. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol49/chromium.html>
- Ivankovic, S; Preussman, R. (1975). *Absence of toxic and carcinogenic effects after administration of high doses of chromic oxide pigment in subacute and long-term feeding experiments in rats*. *Food Cosmet Toxicol* 13(3):347-351. Tel que cité par U.S. EPA (2013).
- Korallus U, Ehrlicher H, Wustefeld E, et coll. (1974). *[Trivalent chromium compounds - results of a study in occupational medicine.]* *Arb Soz Prev* 9:51-54. (German), Tel que cité par ATSDR (2012).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>

- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Chromium(III), insoluble salts (CASRN 16065-83-1)* (dernière révision : 1998). <http://www.epa.gov/iris/subst/0028.htm>

17 COBALT

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,02 (Finley, 2012) ^b	0,1 ^b		--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,02 (Finley, 2012)	0,1 (ATSDR 2004, IPCS 2006)		--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon IARC (1991) : cancérigène possible (groupe 2B) selon U.S. EPA (IRIS) :--			

-- : non disponible

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

^b Valeur provisoire correspondant à la VTR chronique

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

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

INHALATION

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,18 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, une TLV-TWA de 0,02 mg/m³ est recommandée par l'ACGIH et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,06 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB 2006).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 0,2 µg/m³ (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100) a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La VTR retenue pour une exposition chronique (0,02 mg/kg.jour) (voir section suivante) a été retenue car elle est plus élevée que celle proposée par ATSDR pour une exposition sous-chronique (voir ci-dessous).

ATSDR (2004) propose une dose de référence (MRL_{sc} = 0,01 mg/kg.i) uniquement pour une durée d'exposition sous-chronique. Ce MRL_{sc} est basé sur une LOAEL de 1 mg Co/kg.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 mg/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 mg/kg.j, NOAEL 0,6 mg/kg.j). Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

U.S. EPA (2008) propose une dose de référence sous-chronique provisoire (p-sRfD) de 0,003 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur les effets du cobalt sur la thyroïde, sachant que le cobalt affecte l'intégration d'iode par la thyroïde (réduction de l'intégration d'iode radioactif par la thyroïde après 2 semaines d'exposition orale à 1 mg Co/kg.j; Roche and Layrisse 1956) et induit une polycythémie (0,97 mg/kg.j; Davis and Fields, 1958) à des niveaux d'exposition similaires chez l'humain. Ces deux effets sont réversibles après cessation d'une exposition à court terme mais des études indiquent la possibilité d'effets plus sévères sur la thyroïde. La LOAEL retenue (1 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'absence d'une étude de toxicité sur plusieurs générations). Cette valeur n'a pas été retenue pour les raisons indiquées à la section suivante (exposition chronique).

INHALATION

U.S. EPA (2008) propose une concentration de référence sous-chronique provisoire (p-sRfC) de 0,02 µg/m³. Cette valeur n'a pas été retenue car elle est plus faible que la VTR chronique qui est basée sur la même étude et sur le même point de départ. La VTR chronique (0,1 µg/m³) a donc été retenue pour évaluer les risques posés par une exposition sous-chronique.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

Pour des fins de dépistage, la dose de référence retenue (0,02 mg/kg.j) est une valeur provisoire qui correspond à la VTR la plus sévère parmi les valeurs fiables qui sont actuellement disponibles. Cette valeur (RfD) est issue d'un article publié dans une revue scientifique après révision par des pairs (Finley et coll. 2012); elle est donc considérée comme provisoire (car non fournie par une agence de santé reconnue par l'INSPQ). Finley et coll. (2012) ont réalisé une analyse critique de l'information disponible chez l'animal et l'humain et ont déterminé que les effets critiques du cobalt étaient des altérations hématologiques et des altérations du système endocrine (thyroïde). Ils ont dérivé deux valeurs comparables (RfD de 0,02 mg/kg.j, basée sur des effets hématologiques, et RfD de 0,03 mg/kg.j, basée sur des effets endocriniens).

- Pour les effets hématologiques, Finley et coll. (2012) ont sélectionné deux études menées chez l'humain (Holly, 1955, et Jaimet and Thode, 1955) car elles n'étaient pas influencées par des facteurs confondants ou un manque de détails. Holly (1955) rapporte une NOAEL de 34,0–45,6 mg Co/jour (durant 6 mois) chez 20 femmes enceintes (poids corporels non rapportés; NOAEL estimée à 0,45–0,61 mg/kg.j pour un poids de 75 kg). Une RfD de 0,02 mg/kg.j a été dérivée à partir de la valeur médiane de cet intervalle (0,53 mg/kg.j) divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour durée d'exposition, 10 pour variabilité interindividuelle). Jaimet and Thode (1955) rapportent l'absence d'effets hématologiques chez de jeunes enfants à 0,45, 0,90, or 1,8 mg Co/kg.jour durant 10 semaines. Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour durée d'exposition, 10 pour variabilité interindividuelle) appliqué à la NOAEL (1,8 mg/kg.jour) conduit aussi à une RfD de 0,02 mg/kg.jour. Cette RfD est présentée par Finley comme une alternative à celle basée sur les effets thyroïdiens (qui est la valeur recommandée par Finley).
- Pour les effets sur le système endocrinien, Finley et coll. (2012) ont dérivé une RfD de 0,03 mg/kg.j. Parmi les études sélectionnées, celle de Jaimet and Thode (1955), qui porte sur des effets endocriniens, a été identifiée comme la plus robuste pour établir le point de départ (POD), et ce pour les raisons suivantes : i) il s'agit de la seule étude à doses multiples qui a permis d'identifier une NOAEL et une LOAEL chez l'humain, ii) plusieurs effets cliniques ont été évalués (absorption d'iode radioactif, ratio de conversion d'iode radioactif, ratio de l'activité de liaison de l'iode aux protéines dans la salive), iii) les réponses cliniques étaient réversibles, iv) l'étude évaluait aussi des effets hématologiques (et aucune polycythémie n'a été observée), v) l'étude a été réalisée chez des enfants, qui représentent une sous-population potentiellement sensible. La sélection de cette étude pour établir le POD est par ailleurs cohérente avec le point de vue de U.S. EPA selon lequel il est préférable d'utiliser des données obtenues chez l'humain pour dériver la relation dose-réponse pour un effet néfaste qui est jugé comme le plus sensible.

Les trois tests de la fonction thyroïdienne ont été effectués sur un groupe de 18 enfants âgés de 5 à 9 ans (10 garçons et 8 filles). Une dose d'iode radioactif a été administrée avant l'exposition au cobalt à des doses jugées représentatives de celles découlant de l'utilisation de produits commerciaux (1, 2, 4 et 6 mg CoI₂/kg par jour, soit 0,45, 0,90, 1,8 et 2,7 mg Co/kg.jour). Les doses journalières de cobalt ont été administrées oralement chaque jour durant 10 semaines. Les trois essais cliniques pour la fonction thyroïdienne (absorption d'iode radioactif, ratio de conversion d'iode radioactif, ratio de l'activité de liaison de l'iode aux protéines dans

la salive) ont été effectués à la 5^e et à la 10^e semaine. Un examen clinique fréquent était fait, avec une attention particulière pour la glande thyroïde. Les auteurs de l'étude (Jaimet et Thode, 1955), ont conclu que les doses testées (jusque 2,7 mg Co/kg.j) n'affectaient pas la fonction thyroïdienne et n'induisaient pas de polycythémie. Une analyse statistique (ANOVA) des données a été réalisée par Finley et coll. (2012), en excluant les données obtenues à la plus forte dose (car l'exposition avait été interrompue pour plusieurs enfants dans ce groupe). Les résultats ont permis d'identifier une NOAEL de 1,8 mg Co/kg.j (absence d'effet sur la fonction thyroïdienne et sur le taux d'hémoglobine, absence de polycythémie). Par prudence, Finley et coll. (2012) ont toutefois retenu la dose précédente (0,9 mg/ Co/kg.j) comme POD pour dériver la RfD, afin de tenir compte des résultats de 2 autres études sur la fonction thyroïdienne (LOAEL de 0,97 mg/kg.j; Roche and Layrisse, 1956¹, et LOAEL de 0,54 mg/kg.j ; Paley et coll. 1958)². Ce POD pour la fonction endocrine (0,9 mg/kg.j) est semblable à celui (0,97 mg/kg.j : polycythémie) identifié chez l'humain par Davis and Fields (1958), lequel est associé à une plus grande incertitude (n=6 patients, poids corporel réel non connu).

La RfD a été obtenue en divisant le POD (NOAEL de 0,9 mg Co/kg.j; absence d'effet sur la fonction thyroïdienne) par un facteur d'incertitude global de 30. Pour fixer ce facteur d'incertitude, Finley et coll. (2012) se sont notamment basés sur la méthodologie utilisée par U.S. EPA pour dériver la RfD du perchlorate³ car i) le perchlorate et le cobalt ont plusieurs points communs (même effet critique : réduction de l'absorption de l'iode radioactif, demi-vie biologique courte, non bioaccumulables) et ii) il y a plusieurs similarités entre les études critiques⁴ (études chez l'humain, doses multiples, NOAEL (ou NOEL) et LOAEL identifiées, effet sur le système endocrinien évalué sur la base de l'absorption de l'iode par la glande thyroïde). Les composantes du facteur d'incertitude retenu sont justifiées comme suit :

- ✓ 1 pour utilisation de données sous-chroniques pour dériver une RfD chronique. Pour le perchlorate, U.S. EPA avait appliqué une valeur de 1 à l'étude critique (Greer et coll. (2002) d'une durée de 14 jours puisque « une exposition chronique n'aurait pas un effet plus important qu'une exposition à court terme car, si l'événement précurseur de l'inhibition de l'absorption d'iode n'a pas lieu, alors il n'y aura pas de changements de la fonction thyroïdienne à court ou long terme » (traduction libre).
- ✓ 10 pour la variabilité interindividuelle, afin de protéger des individus potentiellement sensibles (ex. : personnes ayant une mauvaise alimentation ou consommant beaucoup d'alcool). L'étude critique (Jaimet and Thode, 1955) a été réalisée chez des enfants, qui représentent une sous-population plus sensible que les adultes. Toutefois, le nombre de sujets par dose dans cette étude (4-5) est faible. Finley et coll. (2012) suggèrent qu'un facteur de 3 à 10 est approprié; ils ont retenu la valeur la plus prudente (10) pour dériver la RfD du cobalt.
- ✓ 3 pour l'adéquation de la base de données toxicologiques. Pour le perchlorate, U.S. EPA a jugé qu'un tel facteur n'était pas nécessaire car le POD est basé sur un indicateur du mode d'action (réduction de l'absorption d'iode par la glande thyroïde) et non sur un indicateur d'effet néfaste (ex. : hyperplasie de la thyroïde). Plus spécifiquement, U.S. EPA a noté que « les études du mode d'action et les études pertinentes chez l'humain peuvent supprimer le besoin de diverses études chez l'animal [incluant toxicité chronique, toxicité sur la reproduction et le développement, et études de cancérogénicité]. Pour le perchlorate, la sélection du POD vise à prévenir la 1^{ère} étape du continuum du mode d'action, et des études portant sur les événements subséquents ne sont pas nécessaires. Ainsi, un facteur d'incertitude pour adéquation de la base de données n'est pas considéré nécessaire pour le perchlorate du fait de la cohérence des données obtenues chez l'humain via de multiples études et du recours à un POD correspondant à un événement biochimique précurseur et non délétère » (traduction libre). Finley et coll. (2012) ont jugé que cette justification était applicable au cobalt (étude de Jaimet and Thode, 1955) puisque le mode d'action est identique à celui du perchlorate et que les résultats des études qui évaluent cet effet sont très cohérents.

Un groupe d'experts (*United Kingdom Expert group on Vitamins and Minerals* (EGVM)) a établi une valeur guide de 1 400 µg Co par jour (0,023 mg Co/kg.j en supposant un poids corporel de 60 kg) en se basant sur l'étude de Pedigo et coll. (1988) dans laquelle des effets néfastes sur la spermatogénèse ont été identifiés après 12 semaines d'exposition chez la souris (23,0 mg Co/kg.j). Une dose équivalente chez l'humain a été dérivée (3,2 mg/kg.j) et divisée par un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour LOAEL, 10 pour extrapolation interspèces, et 10 pour variabilité interindividuelle).

1 Lettre de 2 pages à un éditeur (pas clair si révisé par des pairs)

2 Réduction de l'absorption d'iode chez 2 sur 4 patients à 0,54 mg Co/kg.j durant 14 jours. Un de ces patients avait aussi reçu du Co par voie intraveineuse, ce qui rend difficile une interprétation fiable des résultats.

3 <http://www.epa.gov/iris/subst/1007.htm>

4 Jaimet et Thode (1955) pour le Co; Greer et coll. (2002) pour le perchlorate

Dans le cadre du *Superfund Program* (PPRTV), U.S. EPA (2008) propose une RfD provisoire (p-RfD) de $3,0 \times 10^{-4}$ mg/kg.j. Cette valeur est basée sur une LOAEL de 1 mg Co/kg/jour relative à l'inhibition de l'absorption d'iode radioactif par la thyroïde. Chez 12 patients euthyroïdiens (fonctions thyroïdiennes normales) exposés pendant 2 semaines à 150 mg/jour de chlorure de cobalt (soit 1 mg Co/kg/jour), administré par voie orale, l'absorption d'iode radioactif était significativement réduite après la première semaine et presque complètement abolie après 2 semaines d'exposition; l'absorption d'iode par la thyroïde revenait à des valeurs normales après la fin du traitement (Roche et Layrisse (1956), cités par U.S.EPA 2008). La concentration d'exposition a été retenue comme LOAEL pour des effets thyroïdiens. Un facteur d'incertitude de 3 000 a été appliqué, soit : 10 pour l'extrapolation d'une exposition sous-chronique à une exposition chronique, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour l'absence d'études de reproduction multi-génération. Le niveau de confiance accordé par U.S. EPA (2008) à la dose de référence est faible, en raison de l'absence d'un NOAEL dans l'étude principale et du manque d'information relative aux effets thyroïdiens du cobalt suite à une exposition de longue durée. Considérant que l'apport alimentaire moyen des Canadiens varie entre 0,15 et 0,6 µg/kg.j selon la tranche d'âge (Santé Canada, 2011) cette p-RfD suggérerait qu'une partie de la population dépasserait régulièrement cette valeur uniquement à cause de l'apport alimentaire. Toutefois, sur la base des considérations énoncées précédemment (Finley et coll. 2012), nous sommes d'avis que certains des facteurs d'incertitude utilisés (durée d'exposition, adéquation de la base de données) sont inappropriés. Cette p-RfD n'a donc pas été retenue.

Le RIVM propose une dose tolérable journalière de $1,4 \times 10^{-3}$ mg/kg.j pour une exposition chronique par voie orale (RIVM (2001)). Cette valeur est basée sur la plus faible LOAEL observée chez l'homme après une exposition sous-chronique (0,04 mg/kg.j, cardiomyopathie; étude non identifiée par le RIVM). 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'une LOAEL. Selon le RIVM, la fiabilité de cette valeur est moyenne.

Le cobalt n'a pas été évalué par Santé Canada (2010).

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,1 µg/m³) est celle proposée par l'OMS (IPCS 2006) et ATSDR (2004).

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des polisseurs de diamant (Nemery et coll., 1992). Une NOAEL de 5,3 µg/m³ (diminution de la fonction pulmonaire et irritation des voies respiratoires à 15,1 µg/m³) a été identifiée. La NOAEC a été ajustée pour une exposition continue en considérant que le taux d'inhalation est le même chez les travailleurs et dans la population générale ($\times 8/24, 5/7$). La valeur obtenue (1,3 µg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle (ATSDR 2004, IPCS 2006). À noter que selon ATSDR, les études menées chez des rats (NTP 1991 et 1998) conduisent à une LOAEL ajustée pour l'humain du même ordre de grandeur (3,2 µg/kg.j).

Le RIVM propose une concentration tolérable dans l'air de 0,5 µg/m³ pour une exposition chronique par inhalation (RIVM (2001)), sur la base d'une LOAEL de 50 µg/m³ rapportée par ATSDR (2004) pour les effets pulmonaires chez l'homme (maladies pulmonaires interstitielles, durée d'exposition non précisée) (Sprince et coll. (1988), cités par ATSDR). 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.

Une concentration de référence provisoire (p-RfC) de 0,006 µg/m³ est proposée par U.S. EPA (2008) sur la base des mêmes données (NOAEL de 5,3 µg/m³ selon l'étude de Nemery et coll., 1992) Toutefois, la NOAEL ajustée pour une exposition continue est différente ($5,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 10/20 \text{ m}^3/\text{jour} \times 5/7 \text{ jours} = 1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et le facteur d'incertitude (300) est plus élevé (10 pour tenir compte des lacunes de la base de données, 10 pour la variabilité interindividuelle et 3 pour la durée de l'exposition (non rapportée dans l'étude et qui pourrait être sous-chronique pour certains travailleurs)). Le niveau de confiance attribué par U.S. EPA (2008) à la concentration de référence est moyen à faible, en raison des faiblesses de l'étude critique (évaluation des paramètres respiratoires uniquement, groupe contrôle observé 1 an après la population exposée, exposition simultanée à d'autres contaminants, durée de l'exposition non rapportée) et de l'absence dans la base de données d'études concernant les effets sur la reproduction et le développement. Cette VTR pourrait ne pas être protectrice pour les personnes allergiques au cobalt.

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (IRIS) et Cal/EPA.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le cobalt est classé comme possible cancérigène pour l'humain par l'IARC (1991); son potentiel carcinogène n'a pas été évalué par U.S. EPA (IRIS) ni par Santé Canada. Une évaluation provisoire par U.S. EPA (PPRTV) classe le sulfate de

cobalt, soluble, comme un cancérigène probable pour l'humain par inhalation (U.S. EPA, 2008). Seule une estimation provisoire du risque de cancer est disponible.

VOIE ORALE

Aucune étude n'est disponible relativement au potentiel cancérigène du cobalt par voie orale chez l'humain ou les animaux. Par conséquent, les effets cancérigènes du cobalt par voie orale n'ont pas été considérés.

INHALATION

Une évaluation provisoire de U.S. EPA (PPRTV) conduit à un risque unitaire provisoire de $9 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$ (soit un coefficient de cancérogénicité de $39 \text{ (mg/kg.jour)}^{-1}$) (U.S. EPA 2008). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude de cancérogénicité qui a mis en évidence une augmentation de l'incidence de tumeurs (adénomes et carcinomes) du poumon (alvéoles et bronchioles) chez des rats et des souris exposés par inhalation à du sulfate hexahydrate de cobalt (NTP 1998). Les concentrations ont été converties en concentrations équivalentes chez l'humain pour une exposition continue. Les relations dose-réponses ont été modélisées et des BMDL₁₀ (10% extra risk) ont été estimées pour chaque espèce et chaque sexe. La BMDL₁₀ ($0,011 \text{ mg/m}^3$) obtenue chez la souris femelle a été retenue (valeur la plus faible parmi les quatre estimées, bonne adéquation du modèle et faible différence entre la BMDL₁₀ ($0,014$) et la BMDL₁₀). Le risque unitaire correspond au ratio du risque (10%, soit 0,1) auquel est associée la BMDL ($0,1/0,011 = 9 \text{ (mg/m}^3\text{)}^{-1}$).

Ce risque unitaire n'a pas été retenu, notamment car le mode d'action du cobalt dans le développement de tumeurs du système respiratoire n'est pas clairement établi et les données disponibles suggèrent, sans toutefois le prouver, que i) des dommages cellulaires se produisent avant que des tumeurs puissent se développer, et ii) le cobalt ne semble pas être mutagène. Dans de telles circonstances, il pourrait être approprié de considérer que les tumeurs induites par le cobalt sont un effet à seuil. Dans un tel cas, une concentration de référence pourrait être dérivée de la BMDL₁₀ en divisant celle-ci par un facteur d'incertitude, qui pourrait être fixé à 1000 (10 pour extrapolation animal humain, 10 pour variabilité interindividuelle, 10 pour la sévérité de l'effet, 1 pour la durée (chronique) de l'étude). La concentration obtenue (9 µg/m^3) est moins sévère mais du même ordre que la VTR retenue par inhalation. Considérant ce qui précède et compte tenu du fait que le risque unitaire provisoire n'a pas été entériné par une institution de santé reconnue par l'INSPQ, ce dernier n'a pas été retenu pour estimer le risque additionnel de cancer lié au projet.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Cobalt*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chREs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Davis JE, Fields JP. (1958). *Experimental production of polycythemia in humans by administration of cobalt chloride*. Proc Soc Exp Biol Med 99:493-495. Tel que cité par ATSDR (2004).
- Finley B.L., Monnot A.D., Paustenbach D.J., Gaffney S.H. (2012). *Derivation of a chronic oral reference dose for cobalt*. Regul Toxicol Pharmacol. 2012 Dec;64(3):491-503. doi: 10.1016/j.yrtph.2012.08.022. Epub 2012 Sep 8.
- Holly, R.G. (1955). *Studies on iron and cobalt metabolism*. JAMA 158, 1349–1352. Tel que cité dans Finley (2012)
- HSDB (2006). *Cobalt compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (1991). *Cobalt and cobalt compounds*. IARC Summaries and evaluations Vol. 52.. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol52/11-cobaltandcobaltcomp.htm>
- Jaimet, C.H., Thode, H.G. (1955). *Thyroid function studies on children receiving cobalt therapy*. JAMA 158, 1353–1355. Tel que cité dans Finley (2012)
- Nemery B, Casier P, Roosels D, et coll. (1992). *Survey of cobalt exposure and respiratory health in diamond polishers*. Am Rev Respir Dis 145:610-616. Tel que cité par ATSDR (2004), IPCS (2006) et U.S. EPA (2008).
- NTP (1991). *NTP report on the toxicity studies of cobalt sulfate heptahydrate in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies)*. National Institutes of Health, National Toxicology Program. NIH Publication No. 91-3124. Tel que cité par ATSDR (2004).
- NTP (1998). *NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of cobalt sulfate heptahydrate (CAS No. 10026-24-1) in F344/N rats and B6C3F1 mice (inhalation studies)*. National Institutes of Health, National Toxicology

- Program. NIH Publication No. 98-3961. NTP Technical Report 471.
http://ntp.niehs.nih.gov/ntp/htdocs/lt_rpts/tr471.pdf
- Pedigo N.G., George W.J., Anderson M.B. (1988). Effects of acute and chronic exposure to cobalt on male reproduction in mice. *Reprod Toxicol.* 2(1):45-53. Tel que cité par Finley et coll. (2012)
 - RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
 - Roche M, Layrisse M. (1956). *Effect of cobalt on thyroidal uptake of I^{131}* . *J. Clin. Endocrinol. Metab.* 16:831-833. Tel que cité par U.S. EPA (2008).
 - Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
 - Santé Canada (2011). *Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g/kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2003*. Santé Canada, Aliments et nutrition. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2003-fra.php
 - Sprince NL, Oliver LC, Eisen EA, et coll. (1988). *Cobalt exposure and lung disease in tungsten carbide production: A cross-sectional study of current workers*. *Am Rev Respir Dis* 138:1220-1226. Tel que cité par ATSDR (2004).
 - U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
 - U.S. EPA (2008). *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Cobalt (CASRN 7440-48-4)*. http://hhpprtv.ornl.gov/issue_papers/Cobalt.pdf
 - U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS)*. *IRIS Substance List*. <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>.

18 CUIVRE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
Voir le texte	100 (Cal/EPA 2012) ^a	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation (valeurs provisoires)		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	(mg/kg.j)	
0,091-0,141 (Santé Canada 2010) ^{a,b}	(21-76) ^c	(0,01-0,017) ^c	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS (1991)) ^b : non classable (groupe D) selon l'IARC (2013) : --			

-- : 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

^b : Valeur variable selon l'âge

^c : Par défaut, valeur provisoire extrapolée à partir des données pour ingestion; valeurs variables selon l'âge (voir texte). Le risque devrait être estimé en combinant toutes les voies d'exposition.

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

ATSDR (2004) propose un MRL de 0,01 mg/kg.j pour l'exposition aiguë au cuivre (voie orale). Cette valeur est plus faible que la VTR pour une exposition chronique. Elle est basée sur une étude chez des humains ayant utilisé pendant 2 semaines de l'eau riche en cuivre comme source principale d'eau potable (Pizarro et coll. (1999), cités par ATSDR). Les femmes exposées à 3 ppm de sulfate de cuivre montraient une incidence accrue de nausée, vomissements et douleurs abdominales. Une NOAEL de 0,0272 mg/kg.j a été identifiée, et divisée par un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle).

Cette valeur n'a pas été retenue car i) les effets observés seraient vraisemblablement dus au fait qu'une dose massive de cuivre dissout dans l'eau a été ingérée, ce qui représente une condition favorable à l'effet émétique du cuivre et réduit la régulation homéostatique du cuivre, ii) un tel scénario d'exposition n'est pas du tout représentatif d'une exposition vraisemblable dans le cas de l'étude en cours.

INHALATION

La concentration de référence (100 µg/m³) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë est celle proposée par Cal/EPA (2008). Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Cette valeur est basée sur la TLV-TWA de l'ACGIH pour des poussières de cuivre. Cette TLV-TWA est basée sur les résultats d'une étude indiquant qu'à des concentrations de 1-3 mg/m³, 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 mg/m³ 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 ou ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,0 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, l'ACGIH a établi une TLV-TWA (8 h) de 1 mg/m³ (poussières et brumes) et 0,2 mg/m³ (fumées) et recommande que les travailleurs ne soient jamais exposés à plus de 3 (ou 0,6) mg/m³ durant 30 minutes (selon HSDB 2005).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

VOIE ORALE

Le cuivre est un élément essentiel pour lequel un apport quotidien compris entre 0,34 et 1,3 mg/j (selon la tranche d'âge et l'état physiologique tel que grossesse) est recommandé (Institute of Medicine (2002), Santé Canada (2010a)). Pour les bébés (0-1 an), un apport de 0,20-0,22 mg/jour serait adéquat.

L'apport maximal tolérable (AMT) varie de 1 à 10 mg/jour selon l'âge (Institute of Medicine 2002, Santé Canada 2010a). La valeur chez l'adulte (10 mg/jour) est basée sur les résultats d'une étude dans laquelle aucune altération hépatique n'a été notée chez des adultes (7) ayant ingéré quotidiennement une capsule contenant 10 mg de cuivre (sous forme de gluconate) durant 12 semaines, (Pratt et coll. (1985), cités 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'AMT de 0,14 mg/kg.j ainsi obtenu indique donc qu'un adulte peut consommer un supplément de cuivre de 10 mg/jour en plus de l'apport journalier par la consommation d'aliments et d'eau, et ce, sans que des effets soient observés. Les autres valeurs d'AMT (1, 3, 5 et 8 mg/jour pour les 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans et 14-18 ans, respectivement) ont été dérivées en tenant compte du poids corporel (Institute of Medicine, 2002)

Une dose tolérable journalière de 0,14 mg/kg.j est proposée par le RIVM (RIVM (2001)). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Vermeire et coll. ((1991), cités par RIVM 2001), lesquelles n'étaient pas associées à des effets néfastes.

L'AMT peut être assimilé à une valeur toxicologique de référence. Les doses de référence dérivées de l'AMT aux fins de l'analyse de risque et recommandées par Santé Canada (2010b) sont les suivantes :

- 0-6 mois : 0.091 mg/kg.jour
- 0,5 à <5 ans : 0.091 mg/kg.jour
- 5 à <12 ans : 0.11 mg/kg.jour
- 12 à <20 ans : 0.126 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0.141 mg/kg.jour

Une dose tolérable journalière similaire à celle de l'adulte (0,14 mg/kg.j) est proposée par le RIVM (2001). Cette valeur correspond à la limite supérieure de l'intervalle de doses journalières de cuivre établie par Vermeire et coll. (1991), lesquelles n'étaient pas associées à des effets néfastes.

Aucune dose de référence pour une exposition chronique n'a été proposée par U.S. EPA et ATSDR (2004).

INHALATION

La concentration de référence retenue pour le cuivre est une valeur provisoire (variable selon l'âge) issue de la dose de référence par voie orale correspondante. 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 correspondant à chaque tranche d'âge serait donc 0.01, 0.01, 0.013, 0.015 et 0.017 mg/kg.j (pour les 0-6 mois, 0.5-<5 ans, 5-<12 ans, 12-<20 ans et 20 ans+, respectivement). Ces doses correspondent à des concentrations de référence provisoires de 21, 24, 35, 51 et 76 µg/m³, respectivement (estimation basée sur les taux d'inhalation recommandés par INSPQ 2012).

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 prudents¹, 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, cadmium et plomb); NOAEL de

1 *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 prudente.

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 (RIVM (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)).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le cuivre n'est pas classable comme cancérogène pour l'humain (U.S. EPA (IRIS 1991)). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a donc été dérivé.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2004). *Toxicological Profile for Copper*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp132.pdf>
- Cal/EPA (2008). TSD for Noncancer RELs. Acute Toxicity Summary. Metallic Copper And Copper Compounds. June 2008. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD2_final.pdf#page=74
- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CCME (1997). *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols concernant le cuivre: Environnement et santé humaine*.
- HSDB (2005). *Copper compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- 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>
- Pizarro F, Olivares M, Uauy R, et coll. 1999. Acute gastrointestinal effects of graded levels of copper in drinking water. *Environ Health Perspect* 107(2):117-121. Tel que cité par ATSDR (2004).
- Pratt WB, Omdahl JL, Sorenson JR. 1985. Lack of effects of copper gluconate supplementation. *Am J Clin Nutr* 42:681-682. Tel que cité par Institute of Medicine (2002).
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php (site consulté en juin 2013)
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*. http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC): Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS)*. Copper (dernière révision : 1991. En cours de réévaluation). <http://www.epa.gov/iris/subst/0368.htm>

- Vermeire TG, Apeldoorn ME va, Fouw JC de & Janssen PJCM (1991). *Voorstel voor de human-toxicologische onderbouwing van C-toetsingswaarden*. RIVM report no. 725201005. Tel que cité par RIVM (2001).
- Whitman N.E. (1957). *Letter to TLV Committee from Industrial Health Engineering*. Bethlehem (PA): Bethlehem Steel Co. (March 12, 1957). Tel que cité par Cal/EPA (2012).
- 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/dwq/chemicals/copper/en/

19 MANGANÈSE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,122-0,156 (Santé Canada, 2010) ^a	Respirable : 0,17 (Cal /EPA 2008) ^a	3,9 x 10 ⁻⁵	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,122-0,156 (Santé Canada, 2010) ^a	Respirable : 0,05 (IRIS 1993) ^a		--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS, 1996) ^a : 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.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË OU SOUS-CHRONIQUE

La concentration de référence (0,17 µg/m³) proposée par Cal/EPA pour des expositions répétées de 8 heures par jour a été retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë (8 heures). Cette valeur de référence de 0,17 µg/m³ est proposée par Cal/EPA (2008) pour des expositions répétées de 8 heures au manganèse sous forme de particules respirables. Elle est basée sur les résultats d'une étude menée chez 92 travailleurs d'une usine de batterie exposés à raison de 8 h/jour, durant 0.2-17.7 (moyenne : 5.3) années (Roels et coll., 1992). Des effets neurocomportementaux ont été observés (temps de réaction visuelle, coordination œil-main, stabilité de la main). Une BMCL₀₅ pour l'effet le plus sensible (coordination œil-main) a été établie à 72 µg/m³ puis ajustée à 51 µg/m³ (72 x 5/7) pour une exposition continue. Un facteur d'incertitude de 300 a été appliqué (3¹ (par défaut pour 8-12% de la durée de vie) pour la durée sous-chronique de l'étude, 10 pour l'absorption et la déposition dans les poumons plus importante chez les enfants, 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants aux effets neurotoxiques).

Il importe de noter que l'application du facteur de 3 pour la durée de l'exposition est inapproprié pour l'estimation du risque posé par une exposition sporadique d'une durée de 8 h.

Aucune valeur n'a été proposée par ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 3,0 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de 0,2 mg/m³ a été proposée par ACGIH, et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,6 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB 2008).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Le manganèse est un élément essentiel pour lequel l'apport nutritionnel adéquat varie selon l'âge, le sexe et l'état physiologique (ex. : grossesse). L'apport suffisant a été estimé entre 0,6 et 2,6 mg/jour, excepté pour les bébés de 0-6

¹ Valeur arrondie de √10 soit (3,16)

mois (0,003 mg/jour) (Santé Canada (2010a)). Cependant, l'exposition chronique à de fortes concentrations de manganèse peut entraîner, 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)).

Par défaut, les VTR chroniques ont été retenues pour évaluer le risque posé par une exposition sous-chronique, ce qui constitue une approche prudente.

VOIE ORALE

Les doses de référence retenues varient en fonction de l'âge (0,122-0,156 mg/kg.j) et sont celles proposées par Santé Canada (2010b).

L'apport maximal tolérable varie en fonction de l'âge (2, 3, 6, 9, 11 mg/jour chez les 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, 14-18 ans et adultes, respectivement (Institute of Medicine (2002), Santé Canada 2010a). Ces valeurs sont basées sur l'absence d'effets chez des adultes exposés à une dose de 11 mg/jour via leur alimentation.

Les doses journalières tolérables recommandées par Santé Canada (2010b) (basées sur les AMT) sont les suivantes :

- 0-0,5 ans : 0.136 mg/kg.jour
- 0,6-4 ans : 0.136 mg/kg.jour
- 5-11 ans : 0.122 mg/kg.jour
- 12-19 ans : 0.142 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0.156 mg/kg.jour

Ces valeurs diffèrent peu entre elles et sont semblables à la RfD recommandée par U.S. EPA (0,14 mg/kg.j).

US EPA (IRIS 1996) propose une dose de référence comparable (0,14 mg/kg.jour). 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 mg/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.

Aucune dose de référence n'a été proposée par ATSDR (2012) ou le RIVM (RIVM (2001)).

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,05 µg/m³) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1993) pour les particules respirables (PM₅) de manganèse.

Les concentrations de référence proposées par U.S. EPA (IRIS 1993), ATSDR (2012), Cal/EPA (2008) et l'OMS (WHO 2000) sont toutes basées sur l'étude épidémiologique de Roels et coll. (1992, cités par U.S. EPA) réalisée chez les travailleurs d'une usine de batteries alcalines exposés à du dioxyde de manganèse (MnO₂), une forme insoluble de Mn, 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 leurs 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 ($40 \text{ à } 4\,430 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{années}$) fournies pour les particules respirables (PM_{10}) par les auteurs de l'étude (Roels et coll.), U.S. EPA (IRIS 1993) a estimé une LOAEL de $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en divisant la moyenne géométrique de ces valeurs d'exposition intégrées annuelles ($793 \mu\text{g}/\text{m}^3 \pm 2,91 \times \text{années}$) par la durée moyenne d'exposition (5,3 ans). Après ajustement pour une exposition continue et pour la population générale ($150 \times 10/20 \times 5/7$), la LOAEL_{ajustée} ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 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 $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition continue. 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.

Cal/EPA (2008) propose une concentration de référence de $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Roels et coll. (1992). Une BMCL₀₅ pour l'effet le plus sensible (coordination œil-main) a été établie à $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puis ajustée à $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition continue dans la population générale ($72 \times 10/20 \times 5/7$). Un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour l'utilisation d'une étude sous-chronique, 10 des différences toxicocinétiques entre les adultes et les enfants et 10 pour des différences toxicodynamiques entre les adultes et les enfants) a été appliqué.

Sur la base des données épidémiologiques de Roels et coll. (1992), ATSDR (2012) a utilisé une approche dite Benchmark. La BMDL₁₀ pour les effets comportementaux précités a été estimée selon diverses régressions, et la meilleure corrélation a été obtenue pour le modèle logistique, avec une valeur de $142 \mu\text{g Mn}/\text{m}^3$. La BMDL₁₀ a été ajustée à $33,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition continue ($\text{BMDL}_{10} \times 5/7 \times 8/24$) a été divisée par un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité inter-individuelle et 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). La concentration de référence proposée par ATSDR est donc de $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 $10 \text{ m}^3/\text{jour}$ conduirait à une BMDL_{ajustée} de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et à une concentration de référence de $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Sur la base des mêmes données, l'OMS recommande une concentration maximale dans l'air de $0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (WHO 2000). Cette valeur est dérivée d'une BMDL₅ de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, considérée comme une concentration sans effet (NOAEL). Après ajustement pour une exposition continue ($7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), un facteur d'incertitude de 50 (10 pour variabilité inter-individuelle et 5 pour effets sur le développement chez les enfants) a été appliqué.

Santé Canada (2010) ne propose aucune concentration admissible.

Particules totales

US EPA (IRIS 1993) fournit également de l'information concernant les particules totales. Dans l'étude Roels et coll. (1992), la concentration intégrée de manganèse total variait de $191 \text{ à } 27\,465 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{années}$ (moyenne géométrique $3\,505 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{années}$), soit une concentration (moyenne géométrique) environ 4,5 fois plus élevée que pour les particules respirables. Dans une étude antérieure (Roels et coll. 1987) menée chez des travailleurs exposés à des poussières de manganèse (MnO_2 , Mn_3O_4 ainsi que sulfate, nitrate et carbonate de manganèse) durant 1 à 19 ans (moyenne : 7,1 ans), les concentrations d'exposition variaient entre 70 et $8\,610 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (médiane : $0,970 \mu\text{g}/\text{m}^3$, moyenne géométrique : $940 \mu\text{g}/\text{m}^3$). IRIS a identifié une LOAEL de $970 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour effets neurocomportementaux et une LOAEL_{ajustée} de $340 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une exposition continue dans la population générale ($970 \times 10/20 \times 5/7$). Cette valeur, qui correspond aux particules totales de Mn, est environ 7 fois plus élevée que la LOAEL_{ajustée} estimée à partir d'une étude semblable (Roels et coll. 1992; exposition au MnO_2 uniquement) pour les particules respirables.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le manganèse n'est pas classé comme cancérigène pour l'humain par l'U.S. EPA (IRIS 1996) 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

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Manganese*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.html>

- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014*. Office of Environmental Health hazard Assessment (OEHHA), Environmental Protection Agency of California (Cal/EPA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2008). TSD for Noncancer RELs. Manganese and Compounds Reference Exposure Levels. December 2008. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=170
- HSDB (2008). *Manganese compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php>
- 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>
- RIVM (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Roels HA, Ghyselen P, Buchet JP, et coll. 1992. Assessment of the permissible exposure level to manganese in workers exposed to manganese dioxide dust. *Br J Ind Med* 49:25-34. Tel que cite par U.S. EPA (2013), ATSDR (2012), Cal/EPA (2008) et WHO (2000).
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Santé Canada (2010a). *Apports nutritionnels de référence*. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS)*. Manganese (dernières révisions : 1993 et 1996).. <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*. 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. <http://www.euro.who.int/document/e71922.pdf>

20 MERCURE ÉLÉMENTAIRE ET MERCURE INORGANIQUE

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
Mercure inorganique 0,007 (ATSDR 2001)	Mercure élémentaire 1 heure : 0,6 (Cal/EPA 2008) 8 heures : 0,06 µg/m³ (Cal/EPA 2008)	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
Mercure inorganique (Hg ²⁺) 0,002 (ATSDR 2001) ^a	Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) : 0,03 µg/m³ ^d	Mercure élémentaire (Hg ⁰) 1,4 x 10 ⁻⁵	-- --

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
Mercure élémentaire (Hg ⁰) 0,005 ^b	Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) 0,03 (CalEPA 2008) ^a	Mercure élémentaire (Hg ⁰) et inorganique (Hg ²⁺) 6,9 x 10 ⁻⁶	--
Mercure inorganique (Hg ²⁺) 3 x 10 ⁻⁴ (IRIS 1995) ^a			--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1995) : - Mercure élémentaire (Hg ⁰) : non classable (groupe D) - Mercure inorganique (HgCl ₂ , chlorure mercurique) : cancérigène possible (groupe C) Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon IARC (1993) : 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 d'U.S.EPA.

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

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

^d : Par défaut, VTR chronique appliquée pour une exposition sous-chronique

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

VOIE ORALE

La dose de référence (7.0 x 10⁻³ mg/kg.i) retenue pour évaluer les risques liés à une exposition aiguë au mercure inorganique est celle proposée par ATSDR (1999). ATSDR a dérivé cette valeur sur la base des résultats d'une étude du *National Toxicology Program* (1993 cité par ATSDR) dans laquelle des rats ont été exposés par gavage à des solutions de chlorure de mercure (0, 0.93, 1.9, 3.7, 7.4 et 14.8 mg Hg/kg.i) pendant 14 jours (5 jours par semaine). Les paramètres mesurés incluaient le poids corporel, une nécropsie complète et le poids des organes (cerveau, cœur, foie, rein, poumon et thymus). Une NOAEL de 0.93 mg Hg/kg.i (absence d'effet sur les reins) a conduit à une NOAEL ajustée pour une

exposition continue de 0,66 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

INHALATION – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

Pour une exposition d'1 heure, Cal/EPA propose une concentration de référence de 0,6 µg/m³. Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant une exposition de courte durée (1 heure). Elle est basée sur les résultats d'une étude de toxicité sur le développement réalisée sur des rats (Danielsson et coll. (1993) cités par Cal/EPA). Des rates (n=12/dose) avaient été exposées à des vapeurs de mercure élémentaire (1,8 mg/m³) durant 1 heure ou 3 heures durant leur gestation (jours 11-14 et jours 17-20). Des effets sur le SNC (comportement) reliés à la dose ont été observés chez les petits vers l'âge de 3-7 mois. Une LOAEL de 1,8 mg/m³ a donc été retenue. Un facteur d'incertitude de 3 000 ($\sqrt{10}$ pour extrapolation interspèces, 10 pour différences toxicodynamiques entre le rat et l'humain, 10 pour la variabilité interindividuelle, et 10 pour utilisation d'une LOAEL) a été appliqué. Cal/EPA précise que, du fait de la pression vapeur (faible) des sels de mercure à pression atmosphérique normale, les sels de mercure ne sont concernés par cette valeur de référence que s'ils sont transformés en aérosol à partir d'une solution aqueuse ou s'ils sont brûlés.

8 HEURES (RÉPÉTÉES) – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

Pour des expositions de 8 heures, Cal/EPA propose une concentration de référence de 0,06 µg/m³. Cette valeur vise à éviter tout effet néfaste advenant des expositions répétées d'une durée de 8 heures. Elle est basée sur les résultats de plusieurs études menées chez des travailleurs exposés au mercure élémentaire sur leur lieu de travail depuis 13,7-15,6 années (Piikivi and Hanninen (1989); Fawer et coll. (1983); Piikivi and Tolonen (1989); Piikivi (1989); Ngim et coll. (1992)). Des effets neurotoxiques (tremblements, perturbation de la mémoire et du sommeil, diminution de la performance à des tests neurocomportementaux incluant tapotement des doigts, balayage visuel, coordination visuomotrice et mémoire visuelle, et diminution de l'activité électroencéphalographique). Une LOAEL de 25 µg/m³ a été retenue (NOAEL non établie) puis ajustée pour une exposition continue quotidienne ($25 \times 5/7$). La LOAEL ajustée (18 µg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL reliée à des effets sévères et 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants et leur système nerveux en développement).

Aucune valeur pour une exposition aiguë n'a été proposée par ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,15 mg/m³ pour les vapeurs de mercure a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE – MERCURE INORGANIQUE

ATSDR (2001) propose une dose de référence (0,002 mg/kg.j) pour évaluer les risques liés à une exposition sous-chronique au mercure inorganique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude du *National Toxicology Program* (1993 cité par ATSDR) dans laquelle des rats (10/sexe/dose) ont été exposés par gavage à des solutions de chlorure de mercure (0, 0.23, 0.46, 0.93, 1.9, or 3.7 mg Hg/kg.j), 5 jours/semaine pendant 26 semaines. Les paramètres mesurés incluaient le poids corporel, une nécropsie complète et le poids des organes (cerveau, cœur, foie, rein, poumons, thymus et testicules). Une NOAEL de 0.23 mg Hg/kg.j (absence d'effet sur les reins) a conduit à une NOAEL ajustée pour une exposition continue de 0,16 mg/kg.j. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué (10 pour l'extrapolation interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle).

INHALATION

La VTR chronique par inhalation (0,03 µg/m³) a été retenue pour l'exposition sous-chronique. Cette valeur est comparable à celle qui aurait été dérivée de valeur sur 8 heures recommandées par Cal/EPA après ajustement pour une exposition continue ($0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times 10 \text{ h} / 24 \text{ h} = 0,025 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

Aucun organisme ne propose de dose de référence par voie orale pour le mercure élémentaire. Cependant, il est possible que les effets neurologiques observés après exposition par inhalation soient également observés après ingestion de mercure élémentaire. Une dose de référence provisoire a donc été dérivée de la concentration de référence de 0,03 µg/m³ proposée par CalEPA (2008) en tenant compte du fait que le taux d'absorption gastro-intestinal (0,01 % - 0,1 %) est beaucoup plus faible que le taux par inhalation (75%)¹.

¹ Patty's Industrial Hygiene and Toxicology, 4th Edition, volume 2 part C

La dose de référence provisoire retenue (0,005 mg/kg.j) a donc été estimée à partir d'une concentration de référence de 0,03 µg/m³ en considérant un taux d'absorption par ingestion et inhalation de 0,1 % et 75 %, respectivement.

VOIE ORALE – MERCURE INORGANIQUE

La dose de référence retenue (3×10^{-4} mg/kg.j) est celle proposée par Santé Canada (2010) pour le mercure inorganique et par U.S. EPA (IRIS 1995) pour le chlorure de mercure.

U.S. EPA (IRIS 1995) a dérivé cette valeur sur la base des résultats de 3 études sous-chroniques (7 à 12 semaines) chez des rats exposés par gavage, injection sous-cutanée ou inhalation à du chlorure de mercure (HgCl₂). Trois LOAEL (valeurs comprises entre 0,226 à 0,633 mg/kg.j) ont été identifiés pour des effets sur le système immunitaire (réaction auto-immune). À partir de ces études, une concentration tolérable de 0,010 mg/L dans l'eau de boisson (DWEL - *Drinking Water Equivalent Level*) a été calculée (application d'un facteur d'incertitude de 1 000 : 10 pour la variabilité interspèce et la variabilité interindividuelle, 10 pour l'utilisation d'une durée d'exposition sous-chronique et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL) et adoptée par U.S. EPA (1988). La dose de référence est une conversion de cette concentration pour un adulte de 70 kg consommant 2 litres d'eau par jour. Le niveau de confiance dans cette valeur est élevé selon U.S. EPA.

Santé Canada (2010) propose la même valeur de 3×10^{-4} mg/kg.j, laquelle est basée sur une étude par injection sous-cutanée et 2 études subchroniques par gavage. Les LOAEL (effets néphrotoxiques) varient entre 0,226 et 0,633 mg/kg.j. La LOAEL retenue (0,3 mg/kg.j) a été divisée par un facteur d'incertitude de 1000 (10 pour l'utilisation d'une étude sous-chronique, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle).

Cal/EPA indique un REL chronique de $1,6 \times 10^{-4}$ mg/kg.j pour le mercure inorganique (OEHHA 1999). Cette valeur est basée sur une étude du NTP (1993) qui rapporte une NOAEL de 0,16 mg/kg.j pour des effets toxiques sur le rein chez le rat après exposition chronique. Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué (10 pour utilisation d'une étude sous-chronique, 10 pour variabilité interindividuelle et 10 pour l'extrapolation interspèces). Le fait que cette REL soit plus élevée que la REL pour le mercure élémentaire reflète le taux d'absorption par inhalation plus élevé du mercure élémentaire (Cal/EPA 2014).

Le RIVM (RIVM (2001)) propose une dose journalière tolérable de $2,3 \times 10^{-3}$ mg/kg.j pour une exposition chronique au mercure inorganique par voie orale. Le RIVM reprend la démarche effectuée par l'ATSDR mais considère que la valeur est valable pour une exposition chronique.

L'OMS (WHO 2011) propose une valeur guide dans l'eau potable de 0,006 mg/L pour le mercure inorganique, qui remplace la valeur de 0,001 mg/L précédemment établie pour le mercure total. Cette valeur est basée sur un apport quotidien maximal tolérable de 2×10^{-3} mg/kg.j établi par IPCS-WHO (2003). L'OMS suppose que la quasi-totalité du mercure dans l'eau de boisson est sous forme inorganique et que 10 % de l'apport hebdomadaire en mercure provient de l'eau de boisson.

INHALATION – MERCURE ÉLÉMENTAIRE

La concentration de référence retenue pour le mercure élémentaire (0,03 µg/m³) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est basée sur les résultats de plusieurs études épidémiologiques menées chez des travailleurs exposés au mercure élémentaire sur leur lieu de travail depuis 13,7-15,6 années (Piikivi and Hanninen, 1989; Fawer et coll. 1983; Piikivi and Tolonen, 1989; Piikivi, 1989; Ngim et coll. 1992). Des effets neurotoxiques (tremblements, perturbation de la mémoire et du sommeil, diminution de la performance à des tests neurocomportementaux incluant tapotement des doigts, balayage visuel, coordination visuomotrice et mémoire visuelle, et diminution de l'activité électroencéphalographique) ont été observés avec une LOAEL de 25 µg/m³ (NOAEL non établie). Cette valeur a été convertie pour une exposition continue dans la population générale ($25 \times 10/20 \times 5/7$). La LOAEL ajustée (9 µg/m³) a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 ($\sqrt{10}$ pour variabilité interindividuelle, 10 pour utilisation d'une LOAEL reliée à des effets sévères et 10 pour la plus grande susceptibilité des enfants et leur système nerveux en développement).

U.S. EPA (IRIS 1995) propose une concentration de référence de 0,3 µg/m³ pour le mercure élémentaire. Cette valeur a été établie à partir d'études épidémiologiques menées chez des travailleurs exposés à des vapeurs de mercure métallique, chez lesquels des effets neurologiques (troubles de la mémoire, manque d'autonomie et tremblements de la main) ont été observés. Dans l'étude de Fawer et coll. (1983 cités par U.S. EPA), une limite d'exposition de type TWA (*time weighted average* - exposition de 8 h) a été établie à 0,025 mg/m³ (tremblements non-intentionnels lors d'initiation de mouvements volontaires). Cette TWA a été retenue comme LOAEL. Après ajustement pour une exposition continue ($0,025 \times 10/20$ (m³ inhalés par jour) $\times 5/7$ (jours par semaine)), la LOAEL est de 9 µg/m³. Cette valeur se situe dans l'intervalle des LOAEL établies à partir de deux autres études épidémiologiques (12 µg/m³ et 6 µg/m³ selon Liang et coll. (1993) et Ngim et coll. (1992) (cités par U.S. EPA), respectivement). Un facteur d'incertitude de 30 a été appliqué (10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour le manque de données concernant notamment les effets sur le développement et la reproduction). U.S. EPA accorde un niveau de confiance moyen à cette concentration de référence.

ATSDR (2001) et RIVM (RIVM (2001)) proposent une concentration de référence de 0,2 µg/m³ basée elle aussi sur l'étude de Fawer et coll. (1983). Cependant, la LOAEL ajustée (6 µg/m³) diffère de celle déterminée par U.S. EPA car il n'a pas été considéré que le taux d'inhalation en milieu de travail est supérieur à celui de la population. Un facteur d'incertitude de 30 a également été appliqué (3 pour l'utilisation d'une LOAEL et 10 pour la variabilité interindividuelle). ATSDR juge ce MRL suffisant pour protéger les individus les plus sensibles (le fœtus humain et les enfants) des effets sur le développement neurologique.

INHALATION – MERCURE INORGANIQUE

La concentration de référence retenue (0,03 µg/m³) est la même valeur que celle dérivée pour le mercure élémentaire par Cal/EPA (2008). En effet, en l'absence de suffisamment de documentation concernant l'absorption par inhalation du mercure inorganique, Cal/EPA recommande d'appliquer cette valeur pour protéger des effets potentiels du mercure inorganique inhalé. Étant attendu que le mercure inorganique soit moins facilement absorbé que le mercure élémentaire, ce choix est particulièrement prudent.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

U.S.EPA (2005a) considère le mercure élémentaire comme non classable en tant que cancérigène pour l'humain (groupe D) du fait de l'absence de données adéquates chez l'humain et chez l'animal de laboratoire. Toutefois, le chlorure de mercure (mercure inorganique) est classé comme un cancérigène possible (groupe C) par U.S. EPA (2005b). L'IARC (1993) considère quant à elle le mercure et ses composés inorganiques comme non classables en tant que cancérigène pour l'humain (groupe 3).

Aucun estimateur de risque de cancer n'a été proposé par U.S. EPA (2005), Cal/EPA (2009), Santé Canada (1996) ou le RIVM (2001).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1999, 2001¹). *Toxicological Profile for Mercury*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp7.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of June 2014*. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2008). *TSD for Noncancer RELs. Mercury Reference Exposure Levels. (Hg0 Elemental; Quicksilver)*. December 2008. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=476
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- IPCS-WHO (2003). *Elemental mercury and inorganic mercury compounds : human health aspects*. Concise International Chemical Assessment Document 50. <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad50.htm>
- IARC (1993). *Mercury*. In: *Beryllium, Cadmium, Mercury, and Exposures in the Glass Manufacturing Industry*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 58. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol58/mono58-8.pdf>
- OEHA (1999). *Public Health Goal for Inorganic Mercury in Drinking Water*. (as cited in Cal/EPA 2008)
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report N° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (1988). *Drinking Water Criteria Document for Inorganic Mercury*. EPA/600/X-84/178. NTIS PB89-192207

¹ Bien que le document soit daté de mars 1999, les fiches présentant la dérivation des *Minimal Risk Levels* (annexe) sont datées de 2001.

- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Mercury, elemental (CASRN 7439-97-6)* (dernière révision 1995). <http://www.epa.gov/iris/subst/0370.htm>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Mercuric chloride (HgCl₂) (CASRN 7487-94-7)*. (dernières révisions : 1994 et 1995) <http://www.epa.gov/iris/subst/0692.htm>.
- WHO (2011). *Guidelines for Drinking-Water Quality, Fourth Edition*. http://whqlibdoc.who.int/publications/2011/9789241548151_eng.pdf

21 NICKEL

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
--	<u>Sels solubles^b:</u> 1 heure : 0,2 (Cal/EPA 2008) 8 heures : 0,06 (Cal/EPA 2008)	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
0,011 ^c	0,2 (ATSDR 2005)	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	(mg/kg.i)	
Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	Valeurs variables selon la forme chimique (voir le texte)	--

Classification du potentiel cancérigène selon :

- U.S. EPA (IRIS, 1991)^a : poussières de raffinerie de nickel et disulfure de trinickel cancérigènes pour l'humain (groupe A), carbonyle de nickel probablement cancérigène pour l'humain (groupe B2)
- IARC (1997) : composés du nickel cancérigènes pour l'humain (groupe 1) ; nickel métallique probablement cancérigène pour l'humain (groupe 2B)
- Santé Canada (LCPE; Gouvernement du Canada 1994) : composés sulfurés, oxygénés et solubles du nickel cancérigènes 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 (2013).

^b Incluent le chlorure et le sulfate de nickel (NiCl₂ et NiSO₄)

^c Valeur provisoire. Correspond à la VTR pour une exposition chronique recommandée par Cal/EPA (2008) pour les composés du nickel.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

La valeur pour une exposition de 1 heure à des sels solubles de nickel, Cal/EPA propose une concentration de référence de 0,2 µg/m³. Cette valeur découle de l'étude menée par Graham et coll. (1978, cité par Cal/EPA) chez des souris exposées au nickel via l'inhalation de NiCl₂ (100 à 490 µg/m³) durant 2 heures. L'effet critique retenu est la diminution de la réponse immunologique (anticorps). La BMDL de 165 µg Ni/m³ a été ajustée pour une exposition de 1 heure à l'aide de la formule d'ajustement du temps ($C^n \times T = K$, où C = concentration expérimentale, n=2, T = durée d'exposition expérimentale; $c_t = K^{1/n} / t$, où c_t = concentration correspondant à la durée recherchée (t)), conduisant à une valeur ajustée

de 233 µg/m³. Un facteur d'incertitude de 1000 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de l'utilisation d'une dose benchmark (10^{1/2} pour une réponse clairement mesurable et biologiquement significative), des variabilités interspèces (10) et de la variabilité interindividuelle (10^{1/2} (PD) x 10 (PK)). Cette valeur ne s'applique pas au carbonyle de nickel (Ni(CO)₄).

La valeur pour des expositions répétées de 8 heures à des sels solubles de nickel, Cal/EPA propose une concentration de référence de 0,06 µg/m³ qui découle de l'étude menée par le NTP (1994c, cité par Cal/EPA) chez des rats (mâles et femelles) exposés à du nickel via l'inhalation de NiSO₄ (0,12 à 0,5 mg/m³; 6.2 h/j, 5 j/semaine durant 16 jours à 24 mois). Les effets critiques retenus sont l'hyperplasie des macrophages alvéolaires, la protéinose alvéolaire ainsi que l'inflammation active chronique pulmonaire observés après 13 semaines d'exposition. Une NOAEL de 0,03 mg Ni/m³ (hyperplasie) et une NOAEL ajustée pour une exposition de 8 heures de 5,7 µg Ni/m³ (30 µg Ni/m³ x 0,264 DAF x 5/7) ont été estimées. Un facteur d'incertitude de 100 a été appliqué à cette valeur pour tenir compte de la variabilité interspèces (10^{1/2} (PD) x 1 (PK)) et de la variabilité interindividuelle (10^{1/2} (PK) x 10 (PD)). La valeur de 10 attribuée à la pharmacodynamie (PD) tient compte d'une potentielle augmentation de sensibilité chez les enfants par rapport aux adultes exposés.

Aucune valeur pour une exposition aiguë n'a été proposée par ATSDR.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 4,5 mg/m³ pour le nickel a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

En milieu de travail, des TLV-TWA (8 heures) de 0,1 mg/m³ (sels solubles, fraction inhalable), 0,2 mg/m³ (composés insolubles, fraction inhalable) et de 1,5 mg/m³ (nickel élémentaire, fraction inhalable) ont été proposées par ACGIH (2008) (information tirée de HSDB).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

La valeur de référence pour une exposition chronique (0,011 mg Ni/kg.j) recommandée par Cal/EPA (2008) pour les composés du nickel a aussi été retenue pour une exposition sous-chronique car elle est basée sur des effets sur le développement (voir section chronique pour plus de détails).

INHALATION

La concentration de référence retenue (0,2 µg/m³) est celle proposée par ATSDR (2005) pour une exposition sous-chronique.

Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude du NTP (1996c, telle que citée par ATSDR). Des groupes de 10 rats de chaque sexe ont été exposés à du sulfate de nickel hexahydrate (0.12, 0.25, 0.5, 1.0 ou 2.0 mg/m³, MMAD compris entre 1.8 et 3.08 µm) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine, durant 13 semaines. Les paramètres examinés incluaient le gain de poids, les signes cliniques, l'hématologie, le poids des organes et l'histopathologie de la plupart des organes/tissus. Plusieurs modifications des paramètres hématologiques ont été observées (augmentation des réticulocytes (≥0.03 µg Ni/m³), des neutrophiles segmentés (≥0.06 µg Ni/m³), des leucocytes (≥ 0.11 µg Ni/m³), des lymphocytes, de l'hématocrite, du taux d'hémoglobine et du nombre de globules rouges (≥0.22 µg Ni/m³); ces changements sont cohérents avec l'inflammation chronique, l'hyperplasie des ganglions lymphatiques et une certaine déshydratation. Les lésions observées dans les poumons incluent une hyperplasie des macrophages alvéolaires (minime à 0.03-0.11 µg Ni/m³, moyenne à modérée à 0.22 et 0.44 µg Ni/m³), des infiltrations interstitielles (≥0.22 µg Ni/m³ chez le mâle, ≥0.11 µg Ni/m³ chez la femelle), une inflammation chronique active, une hyperplasie des ganglions lymphatiques (bronchiques et médiastinaux) et une atrophie de l'épithélium olfactif (≥0.22 µg Ni/m³). L'hyperplasie minimale des macrophages alvéolaires (0.03-0.11 µg Ni/m³) n'a pas été considérée comme un effet délétère parce que les légers changements du nombre de macrophages ont été considérés comme faisant partie de la réponse physiologique normale à l'inhalation de particules et ne devraient pas compromettre la fonction pulmonaire normale. La NOAEL, établie à 0.06 mg/m³ (absence d'inflammation chronique active chez le rat) a été ajustée pour une exposition continue (NOAEL_{ADJ} = NOAEL x 6/24 x 5/7 = 0,011 mg/m³). La concentration équivalente chez l'humain (HEC = NOAEL_{ADJ} x RDDR) a été estimée à 0,052 mg/m³ (RDDR = 0,474). Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour extrapolation interspèces avec ajustement dosimétrique et 10 pour la variabilité interindividuelle).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par voie orale retenue (0,011 mg Ni/kg.j) est celle proposée par Cal/EPA (2008).

Cette valeur est celle recommandée par Cal/EPA pour une exposition orale chronique aux composés du nickel; elle correspond aussi à la valeur de référence retenue par Cal/EPA pour établir la concentration maximale recommandée dans l'eau potable pour protéger la santé (*Public Health Goal*). Cette valeur dérivée en 2008 est basée sur les résultats de trois études menées chez des rats exposés par gavage à des composés de nickel (chlorure de nickel $\geq 1,3$ mg Ni/kg.j (Smith 1993) ou disulfate dihydrate de nickel $\geq 2,1$ mg Ni/kg.j (NiPERA 2000a) et 0,22, 0,6, 1,12 et 2,23 mg Ni/kg.j (NiPERA 2000b); références telles que citées par Cal/EPA). Dans ces trois études, des rats étaient exposés par gavage aqueux avant l'accouplement, pendant et après la gestation sur 1 ou 2 générations. Dans les trois études, l'effet critique était la mortalité des petits, observée à toutes les doses testées par Smith 1993 (LOAEL=1.3 mg/kg.j, absence de NOAEL), à toutes les doses testées par NiPERA (2000a) excepté une dose intermédiaire (LOAEL=2.1 mg/kg.j, absence de NOAEL) et à la plus forte dose testée par NiPERA (2000b) (2.23 mg/kg.j, mais augmentation non significative d'un point de vue statistique). Cal/EPA a retenu une NOAEL de 1.12 mg Ni/kg.j à laquelle un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué.

U.S. EPA (2013a) propose une dose de référence de 0,02 mg Ni/kg.j pour les sels solubles de nickel. Cette valeur découle de l'étude menée par Ambrose et coll. ((1976), cités par U.S. EPA) chez des rats exposés à du nickel via l'alimentation (0, 5, 50 et 125 mg Ni/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).

Le RIVM (RIVM (2001)) propose 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 coll. (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 (NiSO_4 , nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de 0,05 mg Ni/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 coll. 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 (NiCl_2 , nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une DJA de $1,3 \times 10^{-3}$ mg Ni/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 coll. 1989 et Smith et coll. 1993, cités par Health Canada 1996). Les doses de nickel ont été estimées à environ 0, 1,3, 6,8 ou 31,6 mg/kg.j (Gouvernement du Canada et coll. 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 (2005) n'a pas proposé de dose de référence par ingestion.

INHALATION

Pour les formes oxygénées¹, sulfurées² ou solubles³ du nickel, Santé Canada (2010) recommande une concentration tolérable de 0,02 µg/m³.

1 Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

2 Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

3 Le nickel soluble inclut les formes de nickel solubles dans l'eau (principalement sulfate de nickel et chlorure de nickel) ainsi que les formes stables (ex. : minéraux sulfiques porteurs de nickel et oxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre sous certaines conditions de pH (p. ex, résidus miniers acides) ou de potentiel d'oxydo-réduction (ex : sédiment enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement.

La concentration de référence retenue ($0,014 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$, soit $4,0 \times 10^{-6} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) pour le nickel et ses composés (excepté l'oxyde de nickel NiO) est celle proposée par Cal/EPA. Cette concentration est issue d'une étude menée chez des rats exposés par inhalation au sulfate de nickel $6 \text{ h}/\text{j}$, $5 \text{ j}/\text{semaine}$ durant 2 ans (NTP 1994c, cité par Cal/EPA). Des effets pulmonaires ont été observés aux deux plus fortes concentrations. Une BMDL₀₅ de $30,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été établie en faisant la moyenne des valeurs obtenues pour la protéinose alvéolaire pulmonaire chez les mâles et femelles. La BMDL₀₅ donne, après ajustement pour une exposition continue ($30 \times 6\text{h}/24\text{h} \times 5\text{j}/7\text{j} = 5,4 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), une concentration équivalente pour l'humain de $1,4 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ (facteur d'ajustement dosimétrique = 0,26). Un facteur d'incertitude de 100 ($10^{1/2}$ pour la variation interspèce et 30 pour la variation intraindividuelle (10 (PD; sensibilité accrue des enfants vs. adultes) $\times 10^{1/2}$ (PK)) a été appliqué. Cal/EPA précise que les formes solubles et insolubles du nickel ont des effets semblables chez les rongeurs.

Le RIVM (2001) propose une valeur de $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit une dose d'exposition de $1,4 \times 10^{-5} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$. 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 concentration équivalente pour l'humain n'a pas été estimée. La NOAEL ($30 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$) 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 (2010) 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 $6 \text{ h}/\text{j}$ et $5 \text{ j}/\text{semaine}$ à des concentrations supérieures ou égales à $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$, 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 (NiSO_4 , nickel soluble), Santé Canada (2010) propose une concentration tolérable de $3,5 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur une LOEL de $0,02 \text{ mg}/\text{m}^3$ chez le rat après exposition durant 13 semaines à raison de $6 \text{ h}/\text{j}$, $5 \text{ j}/\text{sem}$ à des concentrations comprises entre 0 et $0,4 \text{ mg Ni}/\text{m}^3$ (Dunnick et coll. 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 (Ni_3S_2), Santé Canada (2010) propose une concentration de référence de $0,018 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur une NOEL de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ chez la souris et une LOEL (effets mineurs) de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ chez le rat, après exposition durant 90 jours à raison de $6 \text{ h}/\text{j}$, $5 \text{ j}/\text{sem}$ à des concentrations comprises entre $0,1$ et $1,8 \text{ mg Ni}/\text{m}^3$ (Benson et coll. (1990), Dunnick et coll. 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 (NiO), une concentration de référence de $0,02 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ (soit une dose de $5,7 \times 10^{-6} \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) est proposée par Cal/EPA (2008). Cette concentration est issue d'une étude expérimentale chez des souris B6C3F1 exposées au monoxyde de nickel ($6 \text{ h}/\text{j}$, $5 \text{ j}/\text{semaine}$ pendant 2 ans) à des concentrations de 0, 0,5, 1,0 et $2,0 \text{ mg Ni}/\text{m}^3$ (NTP (1994a), cité par Cal/EPA). Une BMDL₀₅ de $117 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ a été établie pour la protéinose alvéolaire. Les effets critiques étaient une inflammation active et la protéinose alvéolaire. La BMDL₀₅ donne, après ajustement pour une exposition continue ($117 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3 \times 6\text{h}/24\text{h} \times 5\text{j}/7\text{j} = 20,9 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$), une concentration équivalente pour l'humain de $2,0 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$ (facteur d'ajustement dosimétrique = 0,096). Un facteur d'incertitude de 100 ($10^{1/2}$ pour la variabilité interspèces (PD) et 30 pour la variabilité interindividuelle (10 (PD; sensibilité accrue des enfants vs. adultes) $\times 10^{1/2}$ (PK)) a été appliqué. Pour le monoxyde de nickel, Santé Canada (1996, 2004) propose également une concentration de référence de $0,02 \mu\text{g Ni}/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur une LOEL de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 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 coll. 1984, cités par Health Canada 1996). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué.

U.S. EPA (2013a,b,c) ne propose pas de concentration de référence pour le nickel et ses composés.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

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 (Ni_3S_2) sont cancérigènes chez l'humain (groupe A) alors que le tétracarbonyle de nickel ($\text{Ni}(\text{CO})_4$) 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 poumon 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 composés oxygénés¹, sulfurés² et solubles³ du nickel, Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de $1,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Cette valeur a initialement été dérivée par Gouvernement au Canada et coll. (1994), qui proposait des valeurs de $\text{CT}_{0,05}$ comprises entre 40 et $1\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$, soit des risques unitaires allant de $5,0 \times 10^{-5}$ à $1,25 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (les niveaux d'exposition pour chaque forme n'ont 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 coll. (1990)). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérogénicité par inhalation de $5,5 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$.

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 (2013b) 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 coll., (1981); Peto et coll., (1984) et Magnus et coll., (1982), dans IRIS, (1991)).

Le risque unitaire de $2,6 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ proposé par Cal/EPA (2009) correspond à une de ces quatre études (Chovil et coll. (1981), Roberts et coll. (1984), Muir et coll. (1985), ICNCM (1990) cités par Cal/EPA).

Pour le disulfure de trinickel (Ni_3S_2), sur la base des mêmes études, U.S. EPA (2013c) propose également un risque unitaire ($4,8 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$) qui conduit à un coefficient de cancérogénèse par inhalation de $1,68 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{jour})^{-1}$.

Pour le nickel soluble (principalement sulfate et chlorure), Santé Canada (2010) propose un risque unitaire de $7,1 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, lequel correspond à la CT_{05} de $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ préalablement proposée par Health Canada (1996). Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude épidémiologique norvégienne (Doll et coll. 1990, cités par Health Canada 1996). Ce risque unitaire correspond à un coefficient de cancérogénicité par inhalation de $3,1 (\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2005). *Toxicological Profile for Nickel*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.html>
- Cal/EPA (2009). *Air Toxics Hot Spots Risk Assessment Guidelines Part II: Technical Support Document for Cancer Potency Factors - Appendix B. Chemical-specific summaries of the information used to derive unit risk and cancer potency values*. Updated 2011. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2009/AppendixB.pdf
- Cal/EPA. *All OEHHa Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014*. Dernière révision (Ni): 2008. <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB. *Nickel, elemental*. Data Bank. Dernière révision (Ni): 2005. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- HSDB. *Nickel compounds*. Dernière révision (Ni): 2003. <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

1 Le nickel oxygéné inclut oxyde de nickel, oxyde de nickel-cuivre, oxydes de silicate de nickel et oxydes complexes

2 Le nickel sulfuré inclut le subsulfure de nickel

3 Le nickel soluble inclut les formes de nickel solubles dans l'eau (principalement sulfate de nickel et chlorure de nickel) ainsi que les formes stables (ex. : minéraux sulfiques porteurs de nickel et oxyde de nickel) qui peuvent se dissoudre sous certaines conditions de pH (p. ex, résidus miniers acides) ou de potentiel d'oxydo-réduction (ex : sédiment enfouis à potentiel réducteur) dans l'environnement.

- 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>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025 <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (2013a) *Integrated Risk Information System (IRIS). Nickel, soluble salts* (dernières révisions : 1994 et 1996). <http://www.epa.gov/iris/subst/0271.htm>
- U.S. EPA (2013b) *Integrated Risk Information System (IRIS). Nickel refinery dust* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0272.htm>
- U.S. EPA (2013c) *Integrated Risk Information System (IRIS). Nickel subsulfide (CASRN 12035-72-2)* (dernière révision : 1991). <http://www.epa.gov/iris/subst/0273.htm>

22 PLOMB

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	(mg/kg.j)	
$3,6 \times 10^{-3}$ (OMS 2000) ^a	0,5 (OMS 2000)	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
$8,5 \times 10^{-3}$ (Cal/EPA (2009)) ^a	$1,2 \times 10^{-5}$ (Cal/EPA (2009)) ^a	$4,2 \times 10^{-2}$ (Cal/EPA (2009)) ^a	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 1993) ^a : probablement cancérigène (groupe B2) selon IARC (2004) : probablement cancérigène (groupe 2A) selon Santé Canada (1992): possiblement cancérigène (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.

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,15 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de 0,05 mg/m³ a été proposée par ACGIH, et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,15 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDb (2010)).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 0,5 µg/m³ (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 ($3,6 \times 10^{-3}$ mg/kg.j) recommandée par l'OMS (WHO-IPCS (2000)), le RIVM (2001) et Santé Canada (1992) a été retenue. Aucune dose de référence par ingestion n'a été proposée par U.S. EPA (IRIS 2004) et ATSDR (2007). L'élaboration d'une VTR par Santé Canada est en cours (Santé Canada (2010)).

Cette valeur est issue de deux études (Ziegler et coll. (1978), Ryu et coll. (1983), cités par Santé Canada) indiquant que chez l'enfant, une dose journalière moyenne de 3-4 µg/kg.j ne conduisait pas à l'augmentation de la plombémie, alors qu'une augmentation était observée à partir de 5 µg/kg.j. La plombémie correspondant à une dose d'exposition de 3,6 µg/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 µg/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 µg/dL ne soit pas dépassée. Selon la monographie de l'OECD (1993), la plombémie moyenne au Canada chez les enfants était de 6 µg/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, Cal/EPA, ATSDR (2007), Santé Canada (2010) et le RIVM (2001), mais l'OMS (2000) recommande une concentration maximale de plomb dans l'air de 0,5 µg/m³. 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 µg/dL. Cette recommandation est basée sur l'hypothèse que la limite supérieure de la plombémie due à une origine non anthropique est de 3 µg/dL.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le plomb inorganique est classé comme cancérigène probable (U.S. EPA (IRIS 1993), 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 (2009) propose un coefficient de cancérigénicité par ingestion et inhalation.

VOIE ORALE

Le coefficient de cancérigénicité par voie orale retenu ($8,5 \times 10^{-3}$ (mg/kg.j)⁻¹) est celui proposé par Cal/EPA (2009).

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 coll. (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 ($4,2 \times 10^{-2}$ (mg/kg.j)⁻¹, soit un risque unitaire de $1,2 \times 10^{-5}$ (µg/m³)⁻¹) est celui proposé par Cal/EPA (2009).

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.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2007). *Toxicological Profile for Lead*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>
- Azar A, Snee RD and Habibi K. 1973. Relationship of Community Levels of Air Lead and Indices of Lead Absorption. In: *Environmental Health Aspects of Lead, Proceedings of an International Symposium*. Amsterdam, the Netherlands, October 1972. Comm Eur Communities, Luxembourg. Tel que cité par Cal/EPA (2009).
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELEs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>.
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- CDC (Centers for Disease Control and Prevention) (2003). *Second national report on human exposure to environmental chemicals*. <http://www.cdc.gov/exposurereport/2nd/pdf/secondntr.pdf>
- HSDB (2010). *Lead compounds*. <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>

- RIVM (2001) *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*, RIVM report n° 711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.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 (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*. http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/sc-hc/H128-1-11-638-fra.pdf
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlintl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System (IRIS). Lead and compounds (inorganic) (CASRN 7439-92-1)* (dernière révision : 1993 et 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/aia/6_7lead.pdf
- WHO-IPCS (2000). *Lead. WHO Food Additives Series: 44*. <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>

23 SÉLÉNIUM

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	(mg/kg.j)	
0,005 (IRIS, 1991; ATSDR 2003) ^a	20 (Cal/EPA 2001) ^a	5 x 10 ⁻³	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS (1993)) ^a : non classable (groupe D) selon IARC (1987) ^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.

Notes :

- Selon Santé Canada (2014), il est maintenant assez bien établi que le sélénium est un élément essentiel de l'alimentation humaine. Son pouvoir cancérigène n'a pas été prouvé. Certaines études ont montré que le sélénium pourrait avoir des propriétés anti-cancérigènes. L'ingestion de quantités élevées de sélénium a été corrélée avec divers troubles cliniques chez l'homme, tout comme l'insuffisance de cet élément dans l'alimentation. Les aliments constituent la principale source de sélénium pour les personnes qui n'y sont pas exposées dans leur travail, et les effets toxiques découlent le plus souvent d'un apport alimentaire excessif.
- Le sélénium est un élément essentiel dont l'apport minimum varie avec l'âge (0.017, 0.023, 0.035, 0.045 mg/jour pour les 1-3 ans, 4-8 ans, 9-13 ans, et 14 ans et plus) (*Institute of Medicine* 1997; Santé Canada 2010b). L'apport nutritionnel recommandé (ANR) selon la tranche d'âge et le sexe varie de 20 à 55 mg/jour (Santé Canada 2010b), ce qui correspond à des doses (mg/kg.jour¹) de 0.0075 (1-8 ans), 0.0078 (garçons, 9-13 ans), 0.0066 (garçons, 14-18 ans), 0.0057 (hommes adultes), 0.0076 (filles, 9-13 ans), 0.0074 (filles, 14-18 ans) et 0.0070 (femmes adultes).

CONCENTRATION DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION

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

Pour les situations d'urgence, une valeur provisoire (TEEL-1) de 0,6 mg/m³ est proposée par U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (8 heures) de 0,2 mg/m³ a été proposée par ACGIH et les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,6 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB (2012)).

Pour les fins de la présente étude, la concentration de référence pour une exposition chronique (20 µg/m³) 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.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET 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, un goût métallique dans la bouche, des modifications des phanères (ongles cassants, striés ou mous), la chute d'ongles et la perte de cheveux, des lésions cutanées et une anormalité du système nerveux central (acroparesthésie² et douleur aux extrémités).

1 En utilisant les poids corporels fournis par Santé Canada (2010b), soit : 6 kg (2-6 mois), 9 kg (7-12 mois), 12 kg (1-3 ans), 20 kg (4-8 ans), 36 kg (garçons, 9-13 ans), 61 kg (garçons, 14-18 ans), 70 kg (hommes), 37 kg (filles, 9-13 ans), 54 kg (filles, 14-18 ans) et 57 kg (femmes).

2 Engourdissements des doigts et de la main

Par défaut, les VTR pour une exposition chronique ont été appliquées pour une exposition sous-chronique, ce qui constitue une approche prudente.

VOIE ORALE

La dose de référence retenue (0,005 mg/kg.j) est celle proposée par U.S. EPA (IRIS 1991) et ATSDR (2003). Cette valeur (RfD dérivée par US EPA) a aussi été retenue par Cal/EPA.

US EPA a dérivé cette valeur à partir des résultats d'une étude épidémiologique menée sur une population chinoise (400 individus) exposée à des concentrations environnementales faibles, modérées ou élevées de sélénium provenant du sol ou de l'apport alimentaire (Yang et coll. 1989, cités par U.S. EPA). L'apport quotidien moyen de sélénium, basé sur une exposition durant toute la vie, a été estimé à 0,070, 0,195 et 1,438 mg pour les hommes et à 0,062, 0,198 et 1,238 mg pour les femmes des régions avec un niveau faible, moyen ou élevé de sélénium, respectivement. Une NOAEL de 0,015 mg/kg.j (0,853 mg/j pour un individu de 55 kg) et une LOAEL de 0,023 mg/kg.j (1,261 mg/jour pour un poids de 55 kg) ont été obtenues en raison sur la base des signes cliniques d'une sélénose. Un facteur d'incertitude de 3 (variabilité interindividuelle) a été appliqué à la NOAEL. 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-groupes 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) a dérivé la même valeur (0,005 mg/kg.j) à partir des résultats de l'étude de Yang et Zhou (1994) menée chez 5 individus convalescents suite à une sélénose (individus 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.

Au Japon, la commission de sécurité des aliments (Food Safety Commission of Japan (FSCJ), 2012) a établi une dose journalière tolérable de 0,004 mg/kg.j. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude réalisée aux États-Unis (population fermière exposée à des niveaux élevés de sélénium) et qui n'avait mis en évidence aucun effet sur la santé (indicateurs biochimiques et signes cliniques, notamment santé des ongles) malgré des doses atteignant 0,240 mg/jour en moyenne. La commission a estimé la dose à 0,004 mg/kg.j pour un poids moyen de 60 kg et la considère comme une NOAEL. Considérant qu'aucun effet n'avait été observé chez les personnes les plus exposées (dose moyenne de 724 mg/jour) et que la NOAEL identifiée est proche de l'apport nutritionnel recommandé pour les adultes nord-américains, aucun facteur d'incertitude n'a été appliqué par la FSCJ.

Selon Santé Canada (2010b), l'apport maximal tolérable (AMT) varie de 45 à 400 mg/jour selon l'âge. L'AMT peut être assimilé à une valeur toxicologique de référence. Pour les fins de l'analyse de risque, Santé Canada (2010a) recommande des doses de référence dérivées de ces AMT (valeurs indiquées ci-dessous). Ces doses varient entre $5,5 \times 10^{-3}$ et $6,3 \times 10^{-3}$ mg/kg.jour, selon la tranche d'âge, et sont comparables à la dose de référence (0,005 mg/kg.jour) proposée par les autres agences (ATSDR, U.S. EPA)

- 0-6 mois : 0,0055 mg/kg.jour
- 0,5 à <5 ans : 0,0062 mg/kg.jour
- 5 à <12 ans : 0,0063 mg/kg.jour
- 12 à <20 ans : 0,0062 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0,0057 mg/kg.jour

Santé Canada (2014) a déterminé que le seuil de toxicité chez l'adulte variait entre 0,5 et 0,7 mg/jour; des apports quotidiens inférieurs à 0,02 ou 0,03 mg pourraient aussi causer des effets nocifs. Selon l'U.S. National Academy of Sciences, l'ingestion de 0,05 à 0,2 mg par personne et par jour est adéquate et sans danger pour les adultes, des plages proportionnellement inférieures étant indiquées pour les nourrissons et les enfants.

INHALATION

La concentration de référence retenue (20 µg/m³) est celle proposée par Cal/EPA (2012). Cette valeur est basée sur la même étude que celle utilisée pour dériver la dose de référence pour la voie orale (Yang et coll. (1989)). Elle 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 m³/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 (2010) ne proposent aucune valeur.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le sélénium n'est pas classé comme cancérogène pour l'humain par U.S. EPA (IRIS 1993) et IARC (1987). Aucun estimateur de risque pour le cancer n'a été proposé par U.S. EPA (IRIS 1993), Cal/EPA (2009), Santé Canada (2010) ou le RIVM (2001).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2003). *Toxicological Profile for Selenium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp92.html>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Cal/EPA (2001). *Determination of Noncancer Chronic Reference Exposure Levels. Chronic Toxicity Summary. Selenium And Selenium Compounds (other than Hydrogen Selenide)*. December 2001. http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=476
- Cal/EPA (2009). *Air toxics hot spots program risk assessment guidelines. Part II: Technical support document for cancer potency factors*. 89 pages + annexes. Updated 2011. http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/tsd052909.html
- Food Safety Commission of Japan (FSCJ) (2012). *Risk Assessment Report Selenium in Beverages*. FS/946/2012. October 2012. http://www.fsc.go.jp/english/evaluationreports/chemicals/selenium_fs946_2012.pdf
- HSDB (2012). *Selenium compounds*. <http://toxnet.nlm.nih.gov/>.
- IARC (1987). *Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs Volumes 1 to 42*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Supplement 7. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/suppl7/Suppl7.pdf>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- Santé Canada (2010b). *Apports nutritionnels de référence*. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- Santé Canada (2014). *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Summary Table (rapport complet non disponible)*. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/sum_guide-res_recom_2014-10_eng.pdf
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Selenium and compounds (CASRN 7782-49-2) (dernières révisions : 1991 et 1993)*. <http://www.epa.gov/iris/subst/0472.htm>
- Yang G, Zhou R, Yin S, and Gu L. 1989a. Studies of safe maximal daily dietary selenium intake in a seleniferous area in China. I. Selenium intake and tissue selenium levels of the inhabitants. *J. Trace Elem. Electrolytes Health Dis.* 3:77-87. Tel que cite par Cal/EPA (2012).
- Yang G, Zhou R. 1994. Further observations on the human maximum safe dietary selenium intake in a seleniferous area of China. *J Trace Elem Electrolytes Health Dis* 8:159-165. Tel que cité par ATSDR (2003).
- Yang, G., S. Yin, R. Zhou, et coll. 1989b. Studies of safe maximal daily dietary Se-intake in a seleniferous area in China. II. Relation between Se- intake and the manifestation of clinical signs and certain biochemical alterations in blood and urine. *J. Trace Elem. Electrolytes Health Dis.* 3(2): 123-130. Tel que cité par U.S. EPA (2013) et ATSDR (2003).

24 THALLIUM

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	(mg/kg.j)	
4 x 10 ⁻⁵ ^a	--	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m³)	(mg/kg.j)	
4 x 10 ⁻⁵ ^b	--	4 x 10 ⁻⁵ ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène chez l'humain par U.S. EPA (IRIS (2009)) : non classable (gr. D) CCME (1999) : inclassable			

-- : non disponible

^a : Valeur provisoire de dépistage (*screening subchronic-p-RfD*) pour les sels de thallium soluble dérivée par U.S. EPA

^b : Valeur provisoire correspondant à la valeur de dépistage dérivée par US EPA.

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

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

Cal/EPA et ATSDR (1992) ne proposent aucune valeur.

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 (15 minutes) de 0,06 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, l'ACGIH et le NIOSH ont établi une TLV-TWA (8 h et 10 h, respectivement) de 0,1 mg/m³ pour le thallium et ses composés; l'ACGIH indique également que les travailleurs ne doivent pas être exposés à plus de 0,3 mg/m³ pour plus de 30 minutes (HSDB 2008).

Pour la présente étude, une concentration de référence provisoire de 1 µg/m³ a été retenue (TLV-TWA divisée par un facteur de sécurité de 100).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE

Une valeur de référence provisoire de 4 x 10⁻⁵ mg/kg/jour a été retenue. Cette valeur correspond à la valeur provisoire de dépistage (*screening subchronic-p-RfD*) pour les sels de thallium soluble dérivée par U.S. EPA (2012). Elle découle d'une NOAEL de 0,04 mg TI/kg.jour pour absence d'effet histopathologique dans la peau (LOAEL = 0,2 mg TI/kg.j.)¹ (MRI 1988; voir section chronique ci-après pour plus de détails). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué 10 pour

1 Comme l'histopathologie n'a pas été faite sur les rats exposés aux doses faible et intermédiaire, la NOAEL pour cet effet ne peut pas être déterminée avec certitude. Considérant la faible incidence d'atrophie des follicules pileux chez la femelle du groupe à forte dose et l'absence de cas d'atrophie des follicules pileux chez les mâles, la dose intermédiaire peut raisonnablement être supposée une approximation de la NOAEL pour l'histopathologie de la peau (U.S. EPA 2012).

l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité inter-individuelle et 10 pour le manque de données sur la reproduction et la neurotoxicité).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

Il importe de noter que les valeurs de référence provisoires existantes sont toutes plus faibles que la dose d'exposition bruit de fond des Canadiens (comprise entre 0,08 et 0,21 µg/kg/jour) rapportée par le CCME (1999). L'évaluation des risques liés au thallium devrait donc tenir compte de l'incertitude liée aux valeurs de référence et de la contribution du projet à la dose totale.

U.S. EPA (2009, 2012) indique que les données disponibles chez l'humain et chez l'humain ne sont pas appropriées pour dériver une RfD. U.S. EPA a tout de même dérivé une valeur provisoire de dépistage (*screening-p-RfD*) de 1×10^{-5} mg Tl/kg/jour pour les sels de thallium soluble. Cette PPRTV est basée sur une NOAEL de 0,04 mg Tl/kg.jour pour absence d'effet histopathologique dans la peau (LOAEL = 0,2 mg Tl/kg.j.)¹ (MRI 1988). Dans cette étude, 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 TlSO₄/kg/jour (soit des doses de thallium égales à 0, 0,008, 0,04, ou 0,20 mg Tl/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. Les seuls changements identifiés étaient une alopecie accompagnée d'une atrophie des follicules pileux chez la femelle et des observations cliniques relatives au pelage (rugosité, pilo-érection, perte de poil et alopecie), aux yeux (larmolement, exophthalmie et myosis) et au comportement. La NOAEL a été divisée par un facteur d'incertitude de 3 000 (10 pour l'extrapolation inter-espèces, 10 pour la variabilité inter-individuelle, 3 pour l'extrapolation à partir d'une étude sous-chronique et 10 pour le manque de données sur la reproduction, la reproduction et la neurotoxicité).

Sur la base de la même étude, une dose de référence de 7×10^{-5} mg Tl/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).

Aucune valeur de référence n'a été proposée par ATSDR (1992), RIVM (2001), IPCS ou Santé Canada (2010).

INHALATION

Aucune concentration de référence n'a été proposée par U.S. EPA (2009, 2012), ATSDR (1992), Cal/EPA ou Santé Canada (2010).

Par défaut, et en supposant que la toxicité du thallium est systémique, le risque par inhalation pourrait être estimé conjointement avec le risque par ingestion. Le thallium étant rapidement absorbé par le système gastro-intestinal et le système respiratoire (IPCS, 1996), les taux d'absorption par les voies gastro-intestinale et pulmonaire pourraient être considérés semblables.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Les sels de thallium (sulfate, acétate, 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 (IRIS) et CCME (1999). Aucune valeur de coefficient de cancérigénicité n'est disponible.

¹ Comme l'histopathologie n'a pas été faite sur les rats exposés aux doses faible et intermédiaire, la NOAEL pour cet effet ne peut pas être déterminée avec certitude. Considérant la faible incidence d'atrophie des follicules pileux chez la femelle du groupe à forte dose et l'absence de cas d'atrophie des follicules pileux chez les mâles, la dose intermédiaire peut raisonnablement être supposée une approximation de la NOAEL pour l'histopathologie de la peau (U.S. EPA 2012).

RÉFÉRENCES

- ATSDR (1992). *Toxicological Profile for Thallium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.html>
- Cal/EPA. All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as on June 2014. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- CCME (1999). « Thallium », In : *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine*.
- HSDB (2008). *Thallium compounds*. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IPCS (1996). *Thallium*. Environmental health Criteria 182. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc182.htm>
- RIVM (2001). *(Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels, RIVM report N°711701025*. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlant.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (1986). *Subchronic (90-day) toxicity of thallium (I) sulfate in Sprague-Dawley rats*. Prepared by the Midwest Research Institute, Kansas City, MO for the Office of Solid Waste, Washington, DC. Tel que cite par U.S. EPA.
- U.S. EPA (2012). *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Thallium and Compounds*. http://hhprrtv.ornl.gov/issue_papers/ThalliumSolubleSalts.pdf
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information system (IRIS). Thallium (I), soluble salts (dernière révision : 2009¹)*. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0116.htm>

¹ En 2009, U.S. EPA a réuni les évaluations pour l'acétate, le carbonate, le chlorure, le nitrate et le sulfate de thallium en une seule fiche pour les sels solubles de thallium (I), et aucune dose de référence n'est recommandée officiellement.

25 TITANE

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
--	Tétrachlorure de titane (voir le texte)	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m ³)	(mg/kg.i)	
Titane (sous forme de TiO ₂) : 3,0 ^{(NSF (2005))^a}	13 000 ^b Tétrachlorure de titane : (voir le texte)	3,0 ^b	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.i) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon : - IARC (2010) : (<u>dioxyde de titane</u>) possiblement cancérigène (groupe 2B) - ACGIH : (<u>dioxyde de titane</u>) non classable (groupe A4)			

-- : 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

Le titane existe naturellement dans la croûte terrestre et se trouve généralement sous forme de dioxyde (TiO₂).

Le tétrachlorure de titane (TiCl₄) n'est quand à lui pas présent naturellement dans l'environnement. Il est notamment émis par les industries qui produisent du titane métallique ou d'autres composés du titane. Le TiCl₄ n'a pas été détecté dans l'eau, le sol, la nourriture ou l'air, excepté en milieu de travail. Le TiCl₄ se dégrade rapidement dans l'environnement ce qui limite les possibilités d'exposition en dehors du milieu de travail (ATSDR 1997).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION AIGUË

INHALATION

Aucune valeur de référence pour une exposition aiguë par inhalation n'a été proposée (pour n'importe quelle forme de titane) par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

Pour les situations d'urgence, l'AIHA a établi un ERPG-1 de 5 mg/m³ pour le tétrachlorure de titane (odeur détectable).

En milieu de travail, aucune norme n'a été développée pour le titane élémentaire. Toutefois, il existe une TLV-TWA (8h) pour le dioxyde de titane (10 mg TiO₂/m³ selon ACGIH (2010) et 15 mg TiO₂/m³ selon OSHA (2013) (information tirée de HSDB).

Pour les fins de la présente étude, une concentration de référence provisoire de 60 µg Ti/m³ a été retenue. Cette valeur correspond à la TLV-TWA pour le dioxyde de titane (10 mg TiO₂/m³) convertie en Ti (6 mg Ti/m³) puis divisée par un facteur de sécurité de 100.

VOIE ORALE

Aucune valeur de référence pour une exposition aiguë par voie orale n'a été proposée (pour n'importe quelle forme de titane) par Cal/EPA, ATSDR ou U.S. EPA.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

Aucune valeur de référence n'est disponible pour une exposition sous-chronique par voie orale ou par inhalation au titane sous forme de dioxyde (Cal/EPA, ATSDR, U.S. EPA, OMS, Santé Canada, NSF, RIVM). Des valeurs sont toutefois disponibles pour le tétrachlorure de titane (inhalation).

INHALATION – TÉTRACHLORURE DE TITANE

ATSDR propose une concentration de référence de $10 \mu\text{g TiCl}_4/\text{m}^3$ pour une exposition sous-chronique. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude menée chez des rats (25/dose) exposés au tétrachlorure de titane (0, 5, 10 ou $40 \text{ mg}/\text{m}^3$) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine durant 4 semaines (DuPont 1979, telle que citée par ATSDR). Le poids relatif des poumons était augmenté dans tous les groupes. Une LOAEL de $5 \text{ mg}/\text{m}^3$ a été identifiée (réaction cellulaire moyenne aux poussières et augmentation du poids relatif des poumons). Cette valeur a été convertie en concentration équivalente chez l'humain ($\text{HEC} = \text{LOAEL} \times \text{RDDR} = 5 \text{ mg}/\text{m}^3 \times 0,2064 = 1,032 \text{ mg}/\text{m}^3$). La HEC ($1,032 \text{ mg}/\text{m}^3$) a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour extrapolation interspèces, 10 pour variabilité interindividuelle et 3 pour utilisation d'une LOAEL associée à un effet minime).

Pour information, il semble que cette valeur de référence ($10 \mu\text{g TiCl}_4/\text{m}^3$) ait été retenue par le MDDELCC pour établir la norme de qualité de l'air¹ pour les « composés du titane » : $2,5 \mu\text{g Ti}/\text{m}^3$ pour une durée de 24 heures (le titane représente 25% de la masse moléculaire du TiCl_4).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

La dose de référence par ingestion ($3 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{jour}$) pour le titane 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 $2\,680 \text{ mg Ti}/\text{kg}\cdot\text{j}$ pour les deux sexes. Aucun effet néfaste n'a été observé ($\text{NOAEL} = 2\,680 \text{ mg Ti}/\text{kg}\cdot\text{j}$). 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 organismes de santé.

INHALATION

Aucune concentration de référence pour le titane (sous forme de dioxyde) 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 (arrondie à $13\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3$) correspond à la conversion de la dose de référence par voie orale ($3 \text{ mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$) pour un adulte, en supposant que le taux d'absorption par les deux voies est similaire.

ATSDR (1997) a retenu un MRL chronique de $0,1 \mu\text{g TiCl}_4/\text{m}^3$ pour le tétrachlorure de titane sur la base d'une LOAEL (trachéite et rhinite chez le rat) de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ ajustée pour une exposition humaine ($\text{LOAEL} \times 0,1201$) et divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité inter-individuelle).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le potentiel cancérogène du titane n'a pas été évalué par U.S. EPA ou Santé Canada. Le CIRC (IARC 2010) classe le dioxyde de titane comme possiblement cancérogène chez l'humain (groupe 2B).

1 Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/air/atmosphere/raa.htm>

RÉFÉRENCES

- AIHA. *Current ERPG® Values* (2015). <https://www.aiha.org/get-involved/AIHAGuidelineFoundation/EmergencyResponsePlanningGuidelines/Documents/2015%20ERPG%20Levels.pdf>
- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Titanium Tetrachloride*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp101.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of June 2014*. <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- HSDB. *Titanium* CASRN: 7440-32-6. Dernière révision: 2003. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB. *Titanium compounds*. Dernière révision: 2002. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB. *Titanium Dioxide*. CASRN 13463-67-7 Dernière révision: 2014. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2010). "Titanium dioxide", In: *Carbon Black, Titanium Dioxide, and Talc*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Volume 93. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol93/mono93-7.pdf>
- NSF International (2005) *Titanium and titanium dioxide*. CAS # 7440-32-6 and 13463-67-7. Oral risk assessment document. June 2005. Résumé accessible via Toxnet.

26 VANADIUM ET PENTOXYPDE DE VANADIUM

Effets autres que le cancer – Exposition aiguë		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
	(µg/m³)	
--	1 heure : Vanadium: 17 ^b V ₂ O ₅ : 30 (Cal/EPA 2008) ^a 24 heures : Vanadium: 0,8 (ASTDR 2012) ^a V ₂ O ₅ : 1.4 ^b	--

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique			
Voie orale (mg/kg/i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/i)
	(µg/m³)	(mg/kg/i)	
0,01 (ASTDR 2012)	V : 0,1 ^c	--	--

Effets autres que le cancer – Exposition chronique			
Voie orale (mg/kg/i)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/i)
	(µg/m³)	(mg/kg/i)	
Vanadium : 0,001 ^d V ₂ O ₅ : 0.009 (IRIS 1996) ^a	Vanadium : 0,1 (ASTDR 2012) ^a V ₂ O ₅ : 0,18 (ASTDR 2012) ^a	--	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg/i) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg/i) ⁻¹
	(µg/m³) ⁻¹	(mg/kg/i) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon l'U.S. EPA (IRIS 1988) ^a : -- selon l'IARC (2006) : cancérigène possible (V ₂ O ₅ , groupe 2B)			

-- : 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

^b Valeur provisoire dérivée de la valeur pour le pentoxyde de vanadium ou inversement

^c : Valeur provisoire correspondant au MRL pour une exposition chronique proposé par ASTDR (2012)

^d : Valeur provisoire dérivée du MRL pour une exposition sous-chronique proposé par ASTDR (2012)

Note : Toutes les études toxicologiques par inhalation ont été réalisées avec du pentoxyde de vanadium.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

INHALATION - 1 HEURE

Pour le pentoxyde de vanadium, Cal/EPA a établi un niveau de référence de 30 µg V₂O₅/m³ (1 heure), ce qui correspond à 17 µg V/m³, sur la base d'une étude effectuée des volontaires adultes exposés à des particules (98% à <0,5 µm) (9 volontaires exposés durant 8 heures 0.1, 0.25 ou 1.0 mg V₂O₅/m³) (Zenz and Berg, 1967). Aucun symptôme n'a été observé chez les 2 volontaires exposés à 0.1 mg/m³ durant ou immédiatement après l'exposition mais une formation considérable de mucus s'est formée dans les 24 heures suivantes et le mucus a persisté durant 4 jours. Les 5 sujets exposés à 0.25 mg/m³ ont développé une toux grasse et productive le matin suivant leur exposition; la toux a persisté 7 à 10 jours. Les 2 volontaires exposés à 1.0 mg/m³ ont commencé à tousser durant la 2^e moitié de l'exposition et la toux a persisté durant 8 jours. L'effet critique observé était une augmentation de la production de mucus respiratoire, évacué par la toux (LOAEL: 0.25 mg V₂O₅/m³; NOAEL/LOEL: 0,1 mg/m³). La NOAEL/LOEL a été ajustée à une concentration

équivalente pour une heure d'exposition ($C = \sqrt{[(0.1 \text{ mg/m}^3)^2 \times 8 \text{ h}]/1 \text{ h}} = 0,3 \text{ mg/m}^3$), puis divisée par un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité inter-individuelle).

INHALATION – 24 HEURES

Pour les composés du vanadium, ATSDR (2012) propose un MRL de $0,8 \text{ } \mu\text{g V/m}^3$ pour une exposition aiguë (1 à 14 jours), ce qui correspond à $1,4 \text{ } \mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude dans laquelle des rats ont été exposés à des aérosols de particules de pentoxyde de vanadium (0, 1, 2 ou $4 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$, soit 0, 0,56, 1,1, and $2,2 \text{ mg V/m}^3$), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 16 jours (NTP 2002). Une augmentation de l'incidence d'inflammation pulmonaire (LOAEL : $0,56 \text{ mg V/m}^3$) a été observée au jour 13. Cette LOAEL a été ajustée à $0,1 \text{ mg Vg/m}^3$ pour une exposition continue ($0,56 \times 6/24 \times 5/7$) puis la concentration équivalente chez l'humain a été estimée à $0,073 \text{ mg V/m}^3$ (en utilisant un $\text{RDDR}_{\text{thoracique}}$ de 0,732). Cette valeur a ensuite été divisée par un facteur d'incertitude de 90 (3 pour l'utilisation d'une LOAEL, 3 pour l'extrapolation interspèces et 10 pour la variabilité interindividuelle).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE

VOIE ORALE – COMPOSÉS DU VANADIUM

ATSDR (2012) propose une MRL de $0,01 \text{ mg V/kg.jour}$ pour une exposition intermédiaire (sous-chronique) aux composés du vanadium. Cette dose de référence est basée sur les résultats d'une étude expérimentale menée chez l'humain (Fawcett et coll. 1997). Des groupes d'hommes et de femmes participant à un programme de perte de poids depuis au moins 1 an ont consommé des capsules contenant du vanadyl sulfate trihydrate (0 ou $0,5 \text{ mg/kg.jour}$ (soit $0,12 \text{ mg V/kg.jour}$) pendant 12 semaines. Les paramètres suivis étaient l'hématologie et la chimie du sang (semaines 0 et 12) ainsi que le poids et la pression sanguine (semaines 4, 8 et 12). L'exposition n'ayant modifié aucun de ces paramètres, une NOAEL de $0,12 \text{ mg V/kg.jour}$ a été identifiée. Un facteur d'incertitude de 10 pour la variabilité interindividuelle a été appliqué. Les autres études indiquées par ATSDR pour supporter cette valeur de référence indiquent l'absence d'effets hématologiques et sur la chimie du sang à $0,19 \text{ mg/kg.jour}$ et l'absence d'effets systémiques à environ $1,3 \text{ mg/kg.jour}$ chez l'humain, et, chez l'animal, une augmentation de la pression sanguine à $0,12 \text{ mg/kg.jour}$ (210 jours) mais aucun effet observé sur la pression sanguine dans une autre étude à 31 mg/kg.jour chez le rat, une diminution des globules rouges à $1,18 \text{ mg/kg.jour}$ chez le rat, et des effets sur le développement à $2,1 \text{ mg/kg.jour}$ chez le rat (ATSDR 2012).

Aucune autre valeur n'est disponible actuellement (U.S. EPA 2008, U.S. EPA Draft 2011, Santé Canada 2010, RIVM 2001, OMS).

INHALATION

La concentration de référence pour une exposition chronique proposée par ATSDR (2012) pour les composés du vanadium (MRL de $0,1 \text{ } \mu\text{g V/m}^3$) a été retenue (voir le paragraphe correspondant à la section inhalation chronique). Cette VTR chronique a été préférée à la p-RfC sous-chronique proposée par U.S. EPA (2008; voir ci-dessous) car le point de départ est plus faible, le facteur d'incertitude est plus faible, et les effets observés à court terme font partie des effets évalués après exposition chronique.

U.S. EPA (2008) propose une valeur provisoire (p-RfC) de $0,1 \text{ } \mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$ pour le pentaoxyde de vanadium. Cette valeur est basée sur les résultats du NTP (2002) qui indiquent des effets pulmonaires (sévérité minime à légère) chez le rat femelle après 13 jours d'exposition (0, 1, 2 et $4 \text{ mg V}_2\text{O}_5/\text{m}^3$) à raison de 6 heures/jour, 5 jours/semaine (hyperplasie épithéliale alvéolaire, infiltration histiocytique et inflammation, LOAEL = 1 mg/m^3). Une $\text{LOAEL}_{\text{HEC}}$ de $0,11 \text{ mg/m}^3$ a été calculée pour une exposition continue (RDDR de 0,616). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été appliqué ($\sqrt{10}$ pour extrapolation interspèces (toxicodynamique), 10 pour variabilité interindividuelle, $\sqrt{10}$ pour utilisation d'une LOAEL pour effet un effet minime, et 10 pour les lacunes de la base de données : absence de données adéquates pour toxicité sur le développement et la reproduction (sur 3 générations) par inhalation). Bien que la LOAEL soit basée sur une exposition de seulement de 13 jours, aucun facteur n'a été appliqué pour la durée d'exposition car la base de données inclut de l'information pour une exposition sous-chronique et le point de départ retenu correspond à l'effet le plus sensible observé.

Aucune autre valeur n'est disponible actuellement (U.S. EPA 2008, U.S. EPA Draft 2011, Santé Canada 2010, RIVM 2001, OMS).

VALEURS DE RÉFÉRENCE - EXPOSITION CHRONIQUE

VOIE ORALE

Aucune valeur pour une exposition chronique n'est actuellement disponible pour les composés du vanadium. Toutefois, l'ajustement de la valeur sous-chronique dérivée par ATSDR (MRL_{sc} $0,01 \text{ mg V/kg.j}$) à une exposition chronique par

application d'un facteur de 10, par défaut, conduit à une valeur de référence provisoire de 0,001 mg V/kg.jour. Cette valeur provisoire a été retenue.

Pour le pentaoxyde de vanadium, U.S. EPA (IRIS 1996) indique une dose de référence de 0.009 mg V₂O₅/kg.j, ce qui correspondrait à 0.005 mg V/kg.j. Cette dose de référence est basée sur une étude chronique effectuée chez des rats exposés à du pentaoxyde de vanadium dans la nourriture (17,9 ou 179 ppm, soit 10 ou 100 ppm de vanadium) durant 2,5 ans (Stockinger et coll. 1953). Une NOAEL de 17,9 ppm (10 ppm de V) a été obtenue (diminution de la quantité de cystine contenue dans le poil des rats à 179 ppm). En supposant que les rats adultes consomment en nourriture l'équivalent de 5% de leur poids corporel, un facteur de conversion a été appliqué à la NOAEL ce qui donne une dose de 0,89 mg/kg/j (LOAEL ~8.9 mg/kg.jour). Un facteur d'incertitude de 100 (10 pour la variabilité interspèce et 10 pour la variabilité interindividuelle) a été appliqué. Le niveau de confiance accordé par IRIS à cette dose de référence est faible étant donné le manque de détails dans l'étude et la rareté des données disponibles sur le pentaoxyde de vanadium.

Dans le cadre de la révision des valeurs de référence pour le pentaoxyde de vanadium, U.S. EPA (Draft 2011) propose une valeur de 9×10^{-4} mg/kg.jour (U.S. EPA Draft 2011), ce qui correspondrait à 5×10^{-4} mg V/kg.jour. Cette valeur provisoire est basée sur une étude indiquant une diminution des globules rouges et de l'hémoglobine après exposition orale subchronique au pentaoxyde de vanadium chez des rats Wistar (Mountain et coll. 1953). Les données ne permettaient pas d'utiliser une approche Benchmark (mesure de la variabilité non disponible). La RfD proposée est basée sur une NOAEL de 10,5 mg/kg.jour (effet critique: réduction des globules rouges) divisée par un facteur d'incertitude de 3 000 (3 pour les incertitudes liées à la toxicodynamique entre espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle, 10 pour l'extrapolation d'une étude sous-chronique à chronique et 10 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance accordé à cette RfD proposée est faible (faible confiance accordée à l'étude principale (étude bien menée avec plusieurs doses mais de courte durée, avec peu d'animaux (n=5), sur une seule espèce et un seul sexe, et nombre limité d'effets évalués et de temps de mesure; faible confiance lié à la base de données (Mountain et coll. (1953) est la seule étude pertinente et révisée par des pairs). En décembre 2015, U.S.EPA (IRIS)¹ a décidé de ne pas finaliser son évaluation pour le pentaoxyde de vanadium puisqu'une évaluation intégrée de tous les composés du vanadium est prévue.

Santé Canada ne propose aucune dose de référence.

INHALATION

ATSDR (2012) propose un MRL de 0,1 µg V/m³ pour une exposition chronique aux composés du vanadium. Cette valeur est basée sur les résultats d'une étude chronique dans laquelle rats et souris ont été exposés à du pentaoxyde de vanadium (0, 0,5, 1 or 2 mg V₂O₅/m³, soit 0, 0,28, 0,56 ou 1,1 mg V/m³), 6 h/jour, 5 jours/semaine durant 104 semaines) (NTP 2002). Les plus faibles valeurs de BMCL₁₀ ont été obtenues pour l'hyperplasie de l'épithélium alvéolaire, l'hyperplasie de l'épithélium bronchial, l'inflammation laryngale chronique, la dégénérescence de l'épithélium de l'épiglotte et l'hyperplasie de cellules calciformes nasales (0,09, 0,10, 0,07, 0,04 et 0,16 mg V/m³, respectivement. La BMCL₁₀ la plus faible (0,04 mg/m³ pour la dégénérescence de l'épithélium de l'épiglotte) a été convertie pour une exposition continue ($0.04 \times 6/24 \times 5/7$) puis pour une exposition humaine ($BMCL_{10,HEC} = 0.0071 \times RDDR (0.423) = 0,003 \text{ mg/m}^3$). Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 30 (3 pour l'extrapolation inter-espèces et 10 pour la variabilité inter-individuelle).

Dans le cadre de la révision des valeurs de référence pour le pentaoxyde de vanadium, U.S. EPA (Draft 2011) propose une RfC de 0,01 µg V₂O₅/m³ (cette valeur correspondrait à $5,6 \times 10^{-3}$ µg V/m³). Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude chronique menée chez des rats et des souris par le NTP (2002) (voir résumé dans le paragraphe ATSDR ci-dessus). Deux lésions (inflammation chronique et hyperplasie épithéliale de l'épiglotte) chez le rat femelle ont été sélectionnées pour la dérivation d'une dose Benchmark car elles avaient le plus faible RDDR et correspondaient aux BMCL ajustées pour l'humain (BMCL_{10,HEC}) les plus faibles. Les BMCL_{10,HEC} étaient toutes deux égales à 0,003 mg/m³. Cette valeur a été divisée par un facteur d'incertitude de 300 (3 pour les incertitudes liées à la toxicodynamique entre espèces, 10 pour la variabilité interindividuelle, et 10 pour les lacunes de la base de données). Le niveau de confiance accordé à cette RfC proposée est moyen (confiance levée pour l'étude principale (menée adéquatement, avec plusieurs doses, un nombre suffisant d'animaux, deux espèces de rongeurs, deux sexes, et un nombre élevé d'effets évalués et de temps de mesure); niveau de confiance moyen accordé à la base de données (l'étude du NTP est la seule étude pertinente disponible pour dériver une RfC)). En décembre 2015, U.S.EPA (IRIS)² a décidé de ne pas finaliser son évaluation pour le pentaoxyde de vanadium puisqu'une évaluation intégrée de tous les composés du vanadium est prévue.

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

1 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscmm.getfile?p_download_id=526327

2 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscmm.getfile?p_download_id=526327

CONTACT CUTANÉ

IRIS, ATSDR, Santé Canada ne proposent pas de dose de référence.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Le CIRC (IARC 2006) a classé le pentoxyde de vanadium comme possible cancérogène pour l'humain. L'évaluation provisoire (U.S. EPA, Draft 2011) faite par U.S. EPA classe le pentoxyde de vanadium comme vraisemblablement cancérogène pour l'humain par inhalation et propose une valeur de risque unitaire de $0.0034 (\mu\text{g V}_2\text{O}_5/\text{m}^3)^{-1}$ pour le pentoxyde de vanadium. Toutefois, ce classement et l'approche utilisée pour dériver le risque unitaire ne font pas consensus parmi les pairs¹ qui ont procédé à l'évaluation du document de travail élaboré par U.S. EPA. En décembre 2015, U.S.EPA (IRIS)² a décidé de ne pas finaliser son évaluation pour le pentoxyde de vanadium puisqu'une évaluation intégrée de tous les composés du vanadium est prévue.

RÉFÉRENCES

- ATSDR (2012). *Toxicological Profile for Vanadium*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>
- Cal/EPA. *All OEHHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of June 2014*. (dernière révision pour le pentoxyde de vanadium: Juin 2008). <http://www.oehha.ca.gov/air/allrels.html>
- Fawcett J.P., Farquhar S.J., Thou T., et coll. (1997). *Oral vanadyl sulphate does not affect blood cells, viscosity or biochemistry in humans*. *Pharmacol Toxicol* 80:202-206. Tel que cité par ATSDR.
- IARC (2006). *Vanadium pentoxide*. In: *Cobalt in Hard-metals and Cobalt Sulfate, Gallium Arsenide, Indium Phosphide and Vanadium Pentoxide*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 86. <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol86/mono86-10.pdf>
- Mountain J.T., Delker L.L., Stokinger H.E. (1953). *Studies in vanadium toxicology. Reductions in the cystine content of rat hair*. *Arch. Ind. Hyg. Occup. Med.* 8:406-411 et coll. (1953). Tel que cité par U.S. EPA (2011)
- NTP (2002). *NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Vanadium Pentoxide in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (inhalation studies)*. TR-507. Tel que cité par U.S. EPA et ATSDR.
- Santé Canada (2010). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. EPA *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Vanadium pentoxide (CASRN 1314-62-1) (dernières révisions : 1988 et 19963). <http://www.epa.gov/iris/subst/0125.htm>
- U.S. EPA (Draft 2011). *Toxicological review of vanadium pentoxide (V₂O₅) (CAS No. 1314-62-1). In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). External Review Draft*. EPA/635/R-11/004A. http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=504127
- U.S. EPA (2008). *Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Vanadium Pentoxide (CASRN 1314-62-1)*. http://hhpprtv.ornl.gov/issue_papers/VanadiumPentoxide.pdf
- Zenz C. and Berg B.A. (1967). *Human responses to controlled vanadium pentoxide exposure*. *Arch. Environ. Health*. 14:709-712. (1967). Tel que cité par Cal/EPA et U.S. EPA (2008).

1 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=506526

2 http://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=526327

3 Substance en cours de ré-évaluation

27 ZINC

Effets autres que le cancer – Exposition sous-chronique et chronique			
Voie orale (mg/kg.j)	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j)
	(µg/m ³)	(mg/kg.j)	
0,48-0,57 ^{a,b} (Santé Canada 2010)	(960-2560) ^c	(0,48-0,57) ^c	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale (mg/kg.j) ⁻¹	Inhalation		Contact cutané (mg/kg.j) ⁻¹
	(µg/m ³) ⁻¹	(mg/kg.j) ⁻¹	
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon U.S. EPA (IRIS 2005) : données inadéquates selon 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

^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. Ce risque devrait être évalué en combinant toutes les voies d'exposition.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

Inhalation

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 1,9 mg/m³ a été établie de façon provisoire par U.S. DOE en l'absence d'AEGL-1 et d'ERPG-1.

Aucune norme en milieu de travail (TLV-TWA, VEMP, WEEL) n'a été développée (selon HSDB, OARS et RSST).

Pour les fins de la présente étude, une valeur de référence provisoire de 19 µg/m³ a été développée (TEEL-1 divisée par un facteur de sécurité de 100).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Par défaut, les VTR pour une exposition chronique ont été appliquées pour une exposition sous-chronique ce qui constitue une approche prudente.

VOIE ORALE

Le zinc est un élément essentiel dont l'apport nutritionnel recommandé varie de 3 à 13 mg par jour selon l'âge, le sexe et l'état physiologique (grossesse, allaitement) (Santé Canada 2010a). Les ANR exprimés en fonction du poids corporel et recommandés par l'OMS (IPCS-WHO (2001)), un panel de nutritionnistes (Panel of micronutrients et coll. (2002)) et Santé Canada (2010a) sont compris entre 0,13 et 0,33 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).

Des valeurs d'apport maximal tolérable (AMT) ont été déterminées par différents organismes à partir de l'étude de Yadrick : 0,3 mg/kg.j (ATSDR 2005), 0,3-0,5 mg/kg.j (Cantilli et coll. (1994)), 0,5 mg/kg.j (RIVM (2001)), 0,6 mg/kg.j (Panel of micronutrients 2002) et 0,56-0,70 mg/kg.j selon l'âge et le sexe (Santé Canada 2010a). Ces valeurs diffèrent 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'humain¹).

¹ Le zinc est un antagoniste du cuivre et une dose trop élevée de zinc pourrait conduire à une déficience en cuivre

Les doses journalières tolérables (DJT) recommandées par Santé Canada (2010b) (basées sur les AMT) ont été retenues. Ces doses sont les suivantes :

- 0-0,5 ans : 0,49 mg/kg.jour
- 0,6-4 ans : 0,48 mg/kg.jour
- 5-11 ans : 0,48 mg/kg.jour
- 12-19 ans : 0,54 mg/kg.jour
- 20 ans et + : 0,57 mg/kg.jour

Le Panel of micronutrients (2002) 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 Walravens 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.

Une dose de référence de 0,3 mg/kg.j est proposée pour une exposition chronique par U.S. EPA (IRIS 2005) et ATSDR (2005); la même valeur est proposée par ATSDR pour une exposition de durée intermédiaire (sous-chronique). Cette valeur est issue des résultats de quatre études menées chez des adultes des deux sexes exposés à des suppléments de zinc (Yadrick et coll. (1989), Fischer et coll. (1984), Davis et coll. (2000) et Milne et coll. (2001) cités par U.S. EPA et ATSDR). 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).

Selon ATSDR (2005), 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 (IRIS 2005)). D'autre part, 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) seraient exposés à des doses supérieures à l'AMT de 0,6 mg/kg.j dérivée pour les enfants par le Panel of micronutrients (2002). 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.

INHALATION

Aucune concentration de référence n'est suggérée par U.S. EPA (2013), ATSDR, Cal/EPA, Santé Canada ou le RIVM.

Par défaut, des concentrations de référence provisoires (960, 1050, 1250, 1820 et 2560 µg/m³ pour les 0-6 mois, 0,5-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans et 20 ans et +, respectivement) ont été dérivées des doses de référence par ingestion en considérant que le taux d'absorption par ingestion et inhalation est le même (selon ATSDR 2005, le taux d'absorption est de l'ordre de 20-30% par ingestion et 5-20% par inhalation) et en appliquant les volumes d'air inhalés recommandés par l'INSPQ (2012) pour chaque tranche d'âge.

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Selon U.S. EPA (IRIS 2005), 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 (2005). *Toxicological Profile for Zinc*. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp60.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.
- Davis CD, Milne DB, Nielsen FH. 2000. Changes in dietary zinc and copper affect zinc-status indicators of postmenopausal women, notably, extracellular superoxide dismutase and amyloid precursor proteins. *Am J Clin Nutr* 71:781-788. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).

- Fischer PWF, Giroux A, L'Abbe AR. 1984. Effect of zinc supplementation on copper status in adult man. *Am J Clin Nutr* 40:743-746. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).
- HSDB (2006). Zinc compounds. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- HSDB (2006). Zinc elemental. <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/>
- IARC (2013). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. International Agency for Research on Cancer (IARC). <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/PDFs/index.php> (site consulté en juin 2013)
- IOM. 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 on Micronutrients, Subcommittees on Upper Reference Levels of Nutrients and of the Interpretation and Uses of Dietary Intakes, and Standing Committee on the Scientific Evaluation of Dietary Reference Intakes. Food and Nutrition Board of the Institute of Medicine of the National Academies. National Academy Press, Washington, DC.
- 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 coll., Eds. (1994). *Risk Assessment of Essential Elements*. ILSI Press.
- Milne DB, Davis CD, Nielsen FH. 2001. Low dietary zinc alters indices of copper function and status in postmenopausal women. *Nutrition* 17:701-708. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).
- 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>
- RIVM (2001). *Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels*. RIVM report n°711701025. <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
- Santé Canada (2010a). Apports nutritionnels de référence. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/nutrition/reference/table/ref_elements_tbl-fra.php
- Santé Canada (2010b). *L'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées, version 2.0*.
- U.S. DOE. *Protective Action Criteria (PAC) : Chemicals with AEGLs, ERPGs and TEELs*. <http://www.atlntl.com/DOE/teels/teel/complete.asp>
- U.S. EPA (2013) *Integrated Risk Information System (IRIS)*. Zinc and compounds (dernière révision : 2005). <http://www.epa.gov/iris/subst/0426.htm>
- Walravens et Hambidge (1976). Growth of infants fed a zinc supplemented formula. *Am J Clin Nutr*. 29(10):1114-21. Tel que cite par Panel of Micronutrients (2002).
- Yadrick MK, Kenney MA, Winterfelt EA. 1989. Iron, copper, and zinc status: Response to supplementation with zinc or zinc and iron in adult females. *Am J Clin Nutr* 49:145-150. Tel que cité par ATSDR (2005) et U.S. EPA (2013).

28 SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE

Effets autres que le cancer		
Voie orale (mg/kg.i)	Inhalation	Contact cutané (mg/kg.i)
--	3 µg/m ³ (Cal/EPA 2005) Exposition cumulée ^a : 40 (µg/m ³)-ans	--

Cancer – Exposition sur la durée de vie			
Voie orale	Inhalation		Contact cutané
--	--	--	--
Classification du potentiel cancérigène pour l'humain selon IARC (2012) : cancérigène pour l'humain (groupe 1).			

-- : Non disponible

a : Valeur provisoire (estimateur de risque *ad hoc*) dérivée par Sanexen. Cette valeur n'intègre aucun facteur de sécurité et ne peut donc pas être considérée comme un niveau d'exposition sécuritaire (VTR). Tout risque estimé à partir de cette valeur doit être interprété en conséquences.

NOTES :

- La silice correspond au dioxyde de silicium (SiO₂). La silice cristalline est surtout présente dans les roches ignées, sédimentaires et métamorphiques (ex. : granite, grès, calcaire). C'est un des principaux composants du sable. L'alpha-quartz (communément appelé quartz ou silice cristalline, numéro CAS : 14808-60-7) est la forme la plus souvent rencontrée dans la nature. La cristobalite (CAS no 14464-46-1) et la tridymite (15468-32-3) sont deux formes également présentes de façon naturelle, notamment dans les roches volcaniques.
- Les effets toxiques de la silice cristalline sur la santé seraient causés uniquement par les particules suffisamment fines pour atteindre la partie profonde des poumons où ont lieu les échanges gazeux (bronchioles et sacs alvéolaires). Par conséquent, seule la silice cristalline dite « respirable » présente un risque potentiel pour la santé après l'inhalation de particules.
- La silice cristalline respirable (SCR) est définie uniquement en contexte d'exposition professionnelle. Elle est définie par les instances d'hygiène du travail comme des particules de silice cristalline dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm et dont le diamètre aérodynamique médian est de l'ordre de 4-5 µm (NIOSH, 2002; ACGIH, 2004).
- Les effets de la silice sur la santé humaine ont été étudiés dans de nombreuses études épidémiologiques (menées chez des travailleurs de différentes industries) et dans quelques études expérimentales (sur des animaux de laboratoire). Les résultats expérimentaux ont indiqué que les modèles animaux n'étaient pas adéquats pour estimer les risques d'effets sur la santé humaine.
- La SCR doit ses effets toxiques au fait qu'elle peut s'accumuler dans les poumons. Une fois présente au niveau des alvéoles, la silice est capturée par des cellules (phagocytes) qui ont pour rôle de la détruire. Les systèmes de destruction de ces cellules sont donc stimulés mais, comme la silice ne peut pas être détruite, cette stimulation perdure et conduit à une inflammation chronique ainsi qu'à la formation de nodules puis de fibrose. Plus la silice s'accumule dans les poumons, plus il y a de cellules impliquées et plus l'inflammation et la formation de nodules et de fibrose est importante. Cela a notamment pour effets de monopoliser la première ligne de défense du système immunitaire (phagocytes) et de produire des dommages cellulaires du fait de l'inflammation chronique. Les effets de la silice cristalline sur la santé seraient donc essentiellement le résultat de l'inflammation chronique et de la diminution des défenses immunitaires au niveau pulmonaire.

La silicose est actuellement la seule maladie pour laquelle un estimateur de risque quantitatif peut être déterminé (relation entre l'exposition à la silice cristalline et l'incidence de la silicose suffisamment documentée). Sur la base des données disponibles, la silicose serait aussi un des effets les plus sensibles de l'exposition à la silice. En effet, les données épidémiologiques conduisant à l'estimation du risque de silicose la plus prudente (Chen et coll. 2001) indiquent une incidence de silicose de 0,6% (6 cas sur 1 000) pour une exposition cumulée inférieure à 360 (µg/m³)-ans chez des travailleurs (Cal/EPA); cette dose cumulée est inférieure à celles associées à une augmentation de l'incidence des autres maladies provoquées par la silice, selon les données actuellement disponibles dans la littérature¹.

¹ Pour ce qui concerne les maladies pulmonaires obstructives chroniques (MPOC), des concentrations de SCR de l'ordre de 100-200 µg/m³ ont été associées à une diminution de la fonction pulmonaire chez des travailleurs (Rushton, 2007) et, généralement, la diminution de la fonction pulmonaire était marquée uniquement chez les individus atteints de silicose (Ng et Chan 1992). Toutefois, selon Rushton (2007), la silice pourrait tout de même conduire au développement de MPOC en l'absence de silicose, lorsque l'exposition est de très longue durée (plus de 20 ans).

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION AIGUË

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

Pour les situations d'urgence, une TEEL-1 de 0,025 mg/m³ a été établie de façon provisoire par l'U.S. DOT en l'absence d'AEGL et d'ERPG.

En milieu de travail, une TLV-TWA (sur 8 h) de 25 µg/m³ est recommandée par l'ACGIH pour la silice cristalline - alpha-quartz (CAS nos. 14808-60-7 et 1317-95-9) et la cristobalite (CAS no. 14464-46-1). Le NIOSH recommande quant à lui une valeur sur 10 h de 50 µg/m³ pour la SCR. Au Québec, la VEMP est de 100 µg/m³ mais le RSST précise que l'exposition devrait être la plus faible possible.

VALEURS DE RÉFÉRENCE – EXPOSITION SOUS-CHRONIQUE ET CHRONIQUE

Voie orale

Aucune valeur n'est disponible (U.S. EPA, Santé Canada, OMS, RIVM, Cal/EPA).

Inhalation

La VTR proposée par Cal/EPA (*Risk Exposure Level (REL)* de 3 µg/m³) pour la SCR est basé sur les résultats d'une étude épidémiologique menée chez des mineurs d'or en Afrique du Sud qui avaient travaillé au moins 10 ans dans la mine (24 ans en moyenne), de 1940 jusqu'au début des années 1970 (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993). Les niveaux de poussières étaient relativement constants durant toutes ces années. Les mineurs passaient une radiographie chaque année. La silicose a été définie par la présence de petits nodules silicotiques (cote ILO¹ minimale : 1/1) visibles à la radiographie. Parmi les 2 235 mineurs suivis, 313 (14%) ont développé une silicose à un âge moyen de 55,9 ans. Dans 57% des cas de silicose, les signes radiographiques se sont développés en moyenne 7,4 ans après cessation de l'exposition. Les auteurs ont conclu que le risque de silicose était fortement dépendant de l'exposition cumulée et que la période de latence était largement indépendante de l'exposition cumulée à la poussière (Hnizdo et Sluis-Cremer, 1993). Sur la base de ces données et considérant que la proportion de silice dans les poussières était de 30%, l'exposition cumulée sans effet (aucun mineur avec silicose) a été estimée à 600 (µg/m³)-ans par Cal/EPA. L'étude était suffisamment puissante pour détecter une incidence de silicose de 1,9% (9 cas sur 474 exposés) à une exposition cumulée de 900 (µg/m³)-ans (plus faible dose avec effet).

Cal/EPA a modélisé la relation dose-réponse issue de l'étude épidémiologique de Hnizdo et Sluis-Cremer (1993) afin de déterminer la concentration d'exposition associée à un niveau de risque de 1% (observation d'un cas de silicose sur 100 travailleurs exposés), c.-à-d. la BMCL₀₁, ainsi que la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de cette valeur (la BMCL₀₁), qui est plus faible (plus prudente) que la concentration moyenne à laquelle l'effet a été réellement observé. Les résultats indiquent une BMCL_{01, travailleurs} de 636 (µg/m³)-ans. Cette valeur a été convertie² pour une exposition continue (BMCL_{01, continu} de 235 (µg/m³)-ans) en tenant compte de la fréquence d'exposition des travailleurs (240 jours par an), en supposant qu'un travailleur inhale 10 m³ d'air par jour sur son lieu de travail et que le taux d'inhalation d'un adulte est de 20 m³/jour. Cette valeur a ensuite été divisée par le nombre moyen d'années d'exposition des travailleurs (24 ans), menant à une concentration moyenne de SCR de 9,8 µg/m³. Un facteur de sécurité de trois (3) a été appliqué afin de tenir compte de la variabilité interindividuelle (protection des individus plus sensibles que les travailleurs), ce qui conduit à une VTR arrondie à 3 µg/m³ (Cal/EPA). Cal/EPA précise que cette valeur est appuyée par les résultats de quatre autres études épidémiologiques menées au Dakota du Sud chez 3 330 mineurs d'or (Steenland et Brown, 1995), en Californie chez 1 809 travailleurs de la terre diatomacée (Hughes, et coll., 1998), en Chine chez 3 010 mineurs de l'étain (Chen, et

Les quelques données concernant les effets de la silice sur le rein indiquent une augmentation (dépendante de l'exposition cumulée) des taux d'incidence de maladies rénales en phase terminale, et des taux de mortalité standardisé (SMR) pour des décès engendrés par ces maladies dans le regroupement de trois cohortes de travailleurs (industries du sable (n=4 626), des mines d'or (n=3 348) et du granit (n=5 408), soit un total de 13 382 travailleurs) (Steenland et coll., 2002; Steenland, 2005). Les données disponibles ne permettent toutefois pas d'identifier la plus faible dose cumulée associée à une augmentation de l'incidence de maladie rénale; les SMR estimés augmentaient en fonction de l'exposition cumulée et étaient supérieurs à l'unité pour des expositions cumulées supérieures à 550 (µg/m³)-ans. Les auteurs ont également estimé qu'une exposition professionnelle à la SCR durant 45 ans à une concentration moyenne de 10 µg/m³ conduirait à un excès de risque de maladie rénale en phase terminale de 0,5% (vs. 0,3% dans la population masculine américaine non exposée). Ce niveau de risque est plus faible que celui (0,8%) estimé pour l'incidence de silicose (Steenland, 2005). Ces données sont insuffisantes pour réaliser une estimation quantitative du risque à faible dose; toutefois, les résultats de ces estimations suggèrent que les effets rénaux de la silice et la silicose pourraient survenir à des niveaux d'exposition cumulée semblables.

1 International Labor Organization

2 $BMCL_{01, continu} = BMCL_{01, travailleur} \times (240 \text{ jours au travail/an}) / (365 \text{ jour/an}) \times (10 \text{ m}^3/\text{jour au travail}) / (20 \text{ m}^3/\text{jour})$.

coll., 2001), et en Afrique du Sud chez 510 mineurs d'or (Churchyard, et coll., 2004). Les concentrations de référence dérivées de ces études selon une approche semblable étaient de 4, 3, 6 et 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement (Cal/EPA).

ESTIMATEUR DE RISQUE AD HOC POUR L'EXPOSITION CUMULÉE

Les données épidémiologiques ont démontré que le risque de silicose dépend de la quantité de SCR accumulée dans les poumons (exposition cumulée), que la silicose peut se déclarer plusieurs années après la cessation de l'exposition, et que la relation dose-réponse peut être linéaire à relativement faible dose¹. Dans le cas d'une situation où des émissions de SCR pourraient avoir lieu sur une période prolongée, il importe par mesure de prudence, de tenir compte de l'exposition cumulée lors de l'évaluation du risque. Pour ce faire, la VTR devrait refléter l'exposition cumulée, c. à d. tenir compte de la concentration et de la durée de l'exposition (VTR exprimée en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$). Aucune institution de santé reconnue par l'INSPQ n'ayant proposé une telle VTR, un estimateur de risque *ad hoc* ($40 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) a été élaboré pour les fins de la présente étude. Le terme « estimateur de risque » a été retenu car, contrairement à une VTR, il n'intègre aucun facteur d'incertitude. Les fondements de cette valeur sont fournis ci-après.

De nombreuses études épidémiologiques établissant un lien entre l'exposition à la silice cristalline et l'incidence de silicose chez des travailleurs sont disponibles, et plusieurs ont permis d'établir une relation dose-réponse quantitative (voir Cal/EPA pour plus de détails). Quatre de ces études épidémiologiques², réalisées chez des mineurs, ont été retenues par Cal/EPA pour estimer les niveaux d'exposition cumulée correspondant à un risque de silicose de 1 cas sur 100 (BMCL_{01}) ou de 5 cas sur 100 (BMCL_{05}); ces niveaux d'effets (1% et 5%) correspondent approximativement à la plus faible incidence de silicose rapportée dans ces études épidémiologiques. Pour que les données obtenues chez les travailleurs soient applicables à la population générale, elles doivent être converties pour une exposition continue (24 heures/jour, 365 jours/an). Suite à cette conversion, les niveaux d'exposition correspondant à un risque de 1 % ou de 5 % sont de 40-235 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (BMCL_{01}) et de 249 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (BMCL_{05}).

L'estimateur de risque *ad hoc* a été estimé à partir de la BMCL_{01} la plus faible (la plus prudente) ainsi estimée par Cal/EPA pour la silicose, soit 40 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ ans. Cette valeur est basée sur les résultats de l'étude de Chen et coll. (2001) menée chez 3 010 mineurs (2 795 hommes et 215 femmes) de 4 mines d'étain en Chine. Tous les mineurs de cette cohorte avaient été employés durant au moins 1 an au cours de la période 1960-1965. Aucune maladie reliée à la silice autre que la silicose n'a été mentionnée. Chaque membre de la cohorte a été suivi jusqu'en 1994 (soit un suivi de 29 à 34 ans). L'exposition à la poussière totale a été estimée en fonction du type d'emploi et de l'année, et l'exposition à la SCR a été estimée par comparaison avec les données issues d'autres études épidémiologiques (estimation basée sur la proportion de SCR dans les poussières totales). Le diagnostic de silicose a été établi par radiographie (cote ILO : 1/1 ou plus). Sur les 3 010 mineurs, 1 015 (33,7%) ont été classés comme silicotiques, à un âge moyen de 48,3 ans, en moyenne 21,3 ans après la première exposition. Parmi les silicotiques, 684 (76,4 %) ont développé la silicose 3,7 ans (en moyenne) après cessation de leur exposition dans les mines d'étain. Le risque de silicose était fortement relié à l'exposition cumulée. Une distribution Weibull permettait de bien représenter les résultats. À une exposition cumulée de SCR de 4 500 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$, le risque de silicose (57 %) était beaucoup plus élevé qu'à des niveaux d'exposition dix fois plus faibles ($< 0,1\%$ pour une exposition $< 360 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$). La BMCL_{01} identifiée par Cal/EPA chez ces travailleurs (132 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) a été convertie pour une exposition continue³, ce qui conduit à une valeur de 40 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$.

1 180-1 800 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (Chen et coll., 2001)

2 Steenland et Brown (1995), Hughes, et coll. (1998), Chen, et coll. (2001) et Churchyard, et coll. (2004).

3 Estimateur de risque *ad hoc* ($\text{BMCL}_{01,\text{continu}}$) = $\text{BMCL}_{01,\text{travailleur}}$ en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ x (240 jours de travail/an)/(365 jours/an) x (10 m³ inhalés par jour de travail)/(20 m³ inhalés par jour) = $132 \times 240/365 \times 10/20 = 43 (\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$ (valeur arrondie à 40 $(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$)

Dans le cadre de la dérivation d'un estimateur de risque, une $BMCL_{01}$ est généralement considérée comme un niveau d'exposition sans effet. Toutefois, du fait de la sévérité de l'effet (la silicose est une maladie irréversible)¹, il est plus approprié de considérer la $BMCL_{01}$ comme le plus faible niveau d'exposition auquel des effets néfastes ont été observés. La $BMCL_{01}$ ne peut donc pas être considérée comme un niveau d'exposition sécuritaire (VTR) car elle n'est pas assortie de facteurs de sécurité tenant compte de la variabilité interindividuelle au sein de la population générale (protection des individus les plus sensibles)² et des lacunes concernant les connaissances sur la toxicité de la silice. Pour les fins de la présente étude, de tels facteurs n'ont pas été attribués car il n'existe pas de consensus sur les valeurs qui devraient être utilisées dans le cas de la SCR (pour information, Cal/EPA a appliqué un facteur de 3 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle). Ainsi, l'approche retenue consiste à évaluer le risque de silicose selon la marge d'exposition obtenue. La marge d'exposition correspond au rapport l'estimateur de risque *ad hoc* et de l'exposition totale estimée (marge d'exposition = estimateur de risque *ad hoc* / [exposition bruit de fond + exposition additionnelle associée au projet]).

ÉVALUATION DU POTENTIEL CANCÉROGÈNE

Sur la base des données épidémiologiques et expérimentales disponibles, le Centre international de recherche sur le cancer (IARC 2012) considère que les preuves sont suffisantes pour classer la poussière de silice cristalline (quartz ou cristobalite) comme cancérogène pour l'humain (groupe 1). La silice cristalline n'a pas été évaluée par U.S. EPA (IRIS). Le développement de tumeurs pulmonaires serait consécutif à la survenue d'autres effets (ex. : silicose), ce qui suggère l'existence d'un seuil d'exposition pour le développement du cancer du poumon induit par la silice cristalline (Environnement Canada et Santé Canada, 2013). Aucune valeur de référence n'est disponible actuellement pour estimer le risque de cancer posé par la silice cristalline.

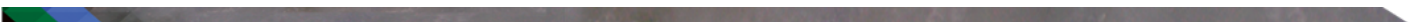
RÉFÉRENCES

- ACGIH (2004). *2004 TLVs and BEIs. Threshold Limit Values for chemical substances and physical agents and Biological Exposure Indices*. American Conference of Governmental Industrial Hygienists Cincinnati: ACGIH. pp. 73-6. Tel que cité par Cal/EPA.
- Cal/EPA. *OEHHA Acute, 8-hour and Chronic Reference Exposure Levels (chRELs) as of January 2014 - Silica (cristalline, respirable)*. California Environmental Protection Agency (Cal/EPA), Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA). <http://oehha.ca.gov/air/allrels.html>. Date de l'évaluation: février 2005 (http://oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD3_final.pdf#page=486).
- Calvert, G M., Rice, F L., Boiano, J.M., Sheehy, J.W. et Sanderson, W.T. (2003). *Occupational silica exposure and risk of various diseases: an analysis using death certificates from 27 states of the United States*. *Occupational and Environmental Medicine* 60(2): 122-9.
- Chen, W., Zhuang, Z., Attfield, M.D., Chen, B.T., Gao, P., Harrison, J.C., Fu, C., Chen, J.Q. et Wallace, W.E. (2001). *Exposure to silica and silicosis among tin miners in China: exposure-response analyses and risk assessment*. *Occupational and Environmental Medicine* 58(1): 31-7.
- Churchyard, G.J., Ehrlich, R., teWaterNaude, J M., Pemba, L., Dekker, K., Vermeijs, M., White, N. et Myers, J. (2004). *Silicosis prevalence and exposure-response relations in South African goldminers*. *Occupational and Environmental Medicine* 61(10): 811-6.
- Environnement Canada et Santé Canada (2013). *Évaluation préalable pour le Défi concernant le quartz (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14808-60-7) et la cristobalite (Numéro de registre du Chemical Abstracts Service 14464-46-1)*. <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=1EB4F4EF-1>
- Hnizdo, E. et Sluis-Cremer, G.K. (1993). *Risk of silicosis in a cohort of white South African gold miners*. *American Journal of Industrial Medicine* 24(4): 447-57. Tel que cité par Cal/EPA.
- Hughes, J.M., Weill, H., Checkoway, H., Jones, R.N., Henry, M.M., Heyer, N.J., Seixas, N.S. et Demers, P.A. (1998). *Radiographic evidence of silicosis risk in the diatomaceous earth industry*. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 158(3): 807-14. Tel que cité par Cal/EPA.
- IARC (1997). *Silica*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Volume 68. International Agency for Research on Cancer, World health Organization. <http://www.inchem.org/documents/iarc/vol68/silica.html>

1 De plus, les individus atteints de silicose sont plus à risque de développer d'autres maladies reliées à la silice cristalline respirable telles que MPOC, tuberculose, maladie rénale, cancer du poumon (Calvert, et coll., 2003).
2 Des caractéristiques propres à l'individu (résistance naturelle de l'organisme) et la présence de facteurs aggravants (ex. : infection, tabagisme, maladie pulmonaire) représentent des facteurs de risque pour la silicose.

- IARC (2012). *Silica dust, crystalline, in the form of quartz or cristobalite*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Volume 100C. pp. 355-405.
<http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol100C/mono100C-14.pdf>
- Ng, T.P. et Chan, S.S.L. (1992). *Lung function in relation to silicosis and silica exposure in granite workers*. Eur. Respir. J. 5(8) :986-91. Tel que cité par Cal/EPA.
- NIOSH (2002). *Health effects of occupational exposure to respirable crystalline silica*. NIOSH Hazard review. U.S. Department of Health & Human Services, Public Health Service, Center for Disease Control & Prevention. Department of Human Health Services (DHHS), National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). Publication No. 2001-145 (CD-ROM) April 2002. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2002-129/pdfs/02-129.pdf>
- Rushton, L. (2007). *Chronic obstructive pulmonary disease and occupational exposure to silica*. Reviews on Environmental Health 22(4): 255-72.
- Santé Canada (2010). *L'évaluation du risque pour les lieux contaminés fédéraux au Canada. Partie II. Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de Santé Canada et paramètres de substances chimiques sélectionnées*. Version 2.0. Division des sites contaminés, Direction de la sécurité des milieux.
- Steenland, K. et Brown, D. (1995a). *Silicosis among gold miners: exposure-response analyses and risk assessment*. Am J Pub Health 85(10): 1372-77. Tel que cité par Cal/EPA (2005) et Environnement Canada et Santé Canada (2013).
- Steenland, K., Attfield, M. et Mannetje, A. (2002). *Pooled analyses of renal disease mortality and crystalline silica exposure in three cohorts*. Annals of Occupational Hygiene 46(Suppl. 1): 4-9.
- Steenland, K. (2005). *One agent, many diseases: exposure-response data and comparative risks of different outcomes following silica exposure*. Am J Ind Med 48(1): 16-23.
- U.S. EPA. *Integrated Risk Information System*. <http://www2.epa.gov/iris>

ANNEXE F



Équations et valeurs des paramètres utilisées pour la modélisation du transfert
multimédia

1.	ÉQUATIONS UTILISÉES.....	3
1.1	Modélisation de la concentration dans l'air intérieur	3
1.1.1	Équation principale	3
1.1.2	Équations du calcul de la concentration dans l'air intérieur découlant de l'usage domestique de l'eau.....	4
1.2	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été	7
1.3	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver.....	8
1.4	Modélisation de la concentration dans les fruits/légumes	9
1.4.1	Modélisation de la concentration dans les fruits	9
1.4.2	Modélisation de la concentration dans les racines et tubercules	11
1.4.3	Modélisation de la concentration dans les légumes à feuilles	13
2.	VALEUR DES PARAMÈTRES UTILISÉS.....	15
2.1	Antimoine.....	15
2.2	Argent	16
2.3	Arsenic	17
2.4	Baryum.....	18
2.5	Béryllium	19
2.6	Cadmium.....	20
2.7	Chrome trivalent.....	21
2.8	Cobalt.....	22
2.9	Cuivre.....	23
2.10	Manganèse.....	24
2.11	Mercury.....	25
2.12	Nickel	26
2.13	Plomb	27
2.14	Sélénium.....	28
2.15	Thallium	29
2.16	Titane.....	30
2.17	Vanadium.....	31
2.18	Zinc	32

Les concentrations additionnelles de métaux estimées dans les milieux environnementaux d'intérêt (air intérieur, poussières intérieures, végétaux incluant fruits, légumes racines, autres légumes) ont été estimées selon les processus de transfert indiqués au tableau 11 du rapport. Les équations et les valeurs des paramètres utilisés sont présentées dans les sections suivantes.

1. ÉQUATIONS UTILISÉES

Note : dans les tableaux suivants, (--) indique les paramètres qui sont propres à chaque substance. Les valeurs sont indiquées à la section 2.

1.1 Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

1.1.1 Équation principale

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{ptc} \times TP_m) + C_{us-eau}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{ptc}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
C_{air}	Concentration dans l'air extérieur	--	mg/m ³
f_{gaz}	Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur	--	-
f_{plc}	Fraction adsorbée du contaminant dans l'air extérieur	--	-
TP_m	Taux de pénétration des particules dans la résidence	0,70	-
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation domestique de l'eau	--	mg/m ³
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{ffusion}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en été	288,50	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en hiver	258,10	Kelvin

1.1.2 Équations du calcul de la concentration dans l'air intérieur découlant de l'usage domestique de l'eau

- Composés insolubles :

$$Q_{us\_eau} = 0 \quad (solubilité nulle)$$

- Composés solubles :

$$C_{us\_eau} = \frac{Q_{us\_eau}}{[Lng_{hab} \times Lrg_{hab} \times (Htr_{hab} + Prf_{ss})] \times [TR_{air} \times 24]}$$

$$Q_{us\_eau} = Q_{douches} + Q_{bains} + Q_{vaisselle} + Q_{lessive} + Q_{nettoyage} + Q_{cuisine} + Q_{toilettes}$$

$$Q_{douches} = US_{douches} \times Eff_{douches} \times C_{eau}$$

$$Q_{bains} = US_{bains} \times Eff_{bains} \times C_{eau}$$

$$Q_{vaisselle} = US_{vaisselle} \times Eff_{vaisselle} \times C_{eau}$$

$$Q_{lessive} = US_{lessive} \times Eff_{lessive} \times C_{eau}$$

$$Q_{nettoyage} = US_{nettoyage} \times Eff_{nettoyage} \times C_{eau}$$

$$Q_{cuisine} = U_{s_{cuisine}} \times Eff_{cuisine} \times C_{eau}$$

$$Q_{toilettes} = U_{s_{toilettes}} \times Eff_{toilettes} \times C_{eau}$$

$$Eff_{douches} = Eff_{Rdn, douches} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{bains} = Eff_{Rdn, bains} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{vaisselle} = Eff_{Rdn, vaisselle} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{lessive} = Eff_{Rdn, lessive} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{nettoyage} = Eff_{Rdn, nettoyage} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{cuisine} = Eff_{Rdn, cuisine} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$Eff_{toilettes} = Eff_{Rdn, toilettes} \times \frac{j_{Rn}}{j}$$

$$j_{Rn} = \frac{2,5}{De_{Rn}^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da_{Rn}^{0,667} \times H_{Rn}}$$

$$j = \frac{2,5}{De^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da^{0,667} \times H}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation d'eau	--	mg/m ³
Q_{us_eau}	Quantité de contaminant émise par volatilisation dans l'air intérieur	--	mg/jour
Lng_{hab}	Longueur de la résidence	10	m
Lrg_{hab}	Largeur de la résidence	10	m
Htr_{hab}	Hauteur de la résidence	2	m
Prf_{ss}	Profondeur du sous-sol de la résidence	2	m
TR_{air}	Taux de renouvellement de l'air dans la résidence	1	/heure

Paramètre	Description	Valeur	Unités
$Q_{douches}$	Quantité de contaminant émise par les douches	--	mg/jour
Q_{bains}	Quantité de contaminant émise par les bains	--	mg/jour
$Q_{vaisselle}$	Quantité de contaminant émise par la vaisselle	--	mg/jour
$Q_{lessive}$	Quantité de contaminant émise par la lessive	--	mg/jour
$Q_{nettoyage}$	Quantité de contaminant émise par le nettoyage	--	mg/jour
$Q_{cuisine}$	Quantité de contaminant émise par la cuisine	--	mg/jour
$Q_{toilettes}$	Quantité de contaminant émise par les toilettes	--	mg/jour
$U_{sdouches}$	Quantité d'eau utilisée pour les douches	180,00	L/jour
U_{sbains}	Quantité d'eau utilisée pour les bains	150,00	L/jour
$U_{svaisselle}$	Quantité d'eau utilisée pour la vaisselle	40,00	L/jour
$U_{slessive}$	Quantité d'eau utilisée pour la lessive	40,00	L/jour
$U_{snettoyage}$	Quantité d'eau utilisée pour le nettoyage	12,00	L/jour
$U_{scuisine}$	Quantité d'eau utilisée pour la cuisine	8,00	L/jour
$U_{stoilettes}$	Quantité d'eau utilisée pour les toilettes	320,00	L/jour
C_{eau}	Concentration dans l'eau d'usage domestique	--	mg/L
$Eff_{douches}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les douches	--	-
Eff_{bains}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les bains	--	-
$Eff_{vaisselle}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la vaisselle	--	-
$Eff_{lessive}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la lessive	--	-
$Eff_{nettoyage}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour le nettoyage	--	-
$Eff_{cuisine}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la cuisine	--	-
$Eff_{toilettes}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les toilettes	--	-
$Eff_{Rdn,douches}$	Efficacité de transfert du radon pour les douches	0,65	-
$Eff_{Rdn,bains}$	Efficacité de transfert du radon pour les bains	0,30	-
$Eff_{Rdn,vaisselle}$	Efficacité de transfert du radon pour la vaisselle	0,98	-
$Eff_{Rdn,lessive}$	Efficacité de transfert du radon pour la lessive	0,90	-
$Eff_{Rdn,nettoyage}$	Efficacité de transfert du radon pour le nettoyage	0,90	-
$Eff_{Rdn,cuisine}$	Efficacité de transfert du radon pour la cuisine	0,30	-
$Eff_{Rdn,toilettes}$	Efficacité de transfert du radon pour les toilettes	0,30	-
De_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'eau	1,40E-09	m ² /seconde
Da_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'air	2,00E-05	m ² /seconde
De	Diffusivité du contaminant dans l'eau	--	m ² /seconde
Da	Diffusivité du contaminant dans l'air	--	m ² /seconde
R	Constante des gaz	0,062	torr.m ³ /mole.K
T	Température	293,00	K
H	Constante de Henry du contaminant	--	torr.m ³ /mole
H_{Rn}	Constante de Henry du radon	7.00E+04	torr.m ³ /mole
24	Nombre d'heures dans une journée	24	heures/jour

1.2 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0,3$$

$$f_{MES} = 0,10$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface ¹	0	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0,30	-
C_{ptc}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,10	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{ptc}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg

¹ Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p_L°	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	°Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	298,00	°Kelvin

1.3 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0 \quad (sol \text{ gelé})$$

$$f_{MES} = 0,1429$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface ¹	0	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0	-
C_{ptc}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,1429	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{ptc}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
P_V	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{t_{fusion}}$	Température de fusion du contaminant	--	°Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	293,00	°Kelvin

1.4 Modélisation de la concentration dans les fruits/légumes

1.4.1 Modélisation de la concentration dans les fruits

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$Pr_v = 0 \quad (C_{sol} = 0)^2$$

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

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

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$Pa_v = 0 \quad (Bap_v = 0)^3$$

$$Cair_g = C_{air} \times (1,0 - f_{ptc})$$

-
- Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.
 - Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.
 - Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante (Bap_v) est de 0.

$$C_{air_p} = C_{air} \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_v	Concentration dans les fruits (poids frais)	--	mg/kg
P_{rv}	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0,00	mg/kg
P_{dv}	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
P_{av}	Concentration découlant du transfert air-plante	0,00	mg/kg
F_{cv}	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0,16	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	µg/m²/an
Fl_v	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0,050	-
k_t	Coefficient de pertes de surface	18,05	/an
P_v	Productivité du végétal (partie consommée)	110,00	g/m²
T_v	Période de croissance avant récolte	0,16	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600,00	m/jour
C_{air_g}	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	µg/m³
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500,00	m/jour
C_{air_p}	Concentration dans l'air adsorbée aux particules	--	µg/m³
$t_{1/2atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
C_{air}	Concentration dans l'air en été	--	µg/m³
f_{ptc}	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm²/cm³
p_L°	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
Pt_{fusion}	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	288,50	Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

1.4.2 Modélisation de la concentration dans les racines et tubercules

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^1$$

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

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

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^2$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_v	Concentration dans les racines et tubercules (poids frais)	--	mg/kg
P_{rv}	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0,00	mg/kg
P_{dv}	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
P_{av}	Concentration découlant du transfert air-plante	0,00	mg/kg

- 1 Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.
- 2 Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante (Bap_v) est de 0.

F_{cv}	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0,15	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
F_{iv}	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0,040	-
k_t	Coefficient de pertes de surface	18,05	/an
P_v	Productivité du végétal (partie consommée)	108,00	g/m^2
T_v	Période de croissance avant récolte	0,20	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600,00	m/jour
C_{air_g}	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500,00	m/jour
C_{air_p}	Concentration dans l'air sous adsorbée aux particules	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{1/2atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
C_{air}	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
f_{ptc}	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
c	Constante de Junge	1,70E-04	$\text{atm}\cdot\text{cm}$
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm^2/cm^3
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{t_{fusion}}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	288,50	Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

1.4.3 Modélisation de la concentration dans les légumes à feuilles

$$C_v = [Pr_v + Pd_v + Pa_v] \times F_{cv}$$

$$P_{rv} = 0 \quad (C_{sol} = 0)^1$$

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

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

$$k_t = \frac{0,693}{t_{1/2atm}} + 18,05$$

$$P_{av} = 0 \quad (Bap_v = 0)^2$$

$$Cair_g = Cair \times (1,0 - f_{ptc})$$

$$Cair_p = Cair \times f_{ptc}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^\circ + (c \times S_T)}$$

$$p_L^\circ = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^\circ = \frac{PV}{e^{-6,79 y}}$$

$$y = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

où

1 Dans ce contexte, C_{sol} correspond à la concentration additionnelle dans le sol attribuable au projet. Puisque les retombées atmosphériques au sol n'ont pas été modélisées, une valeur nulle a été retenue.

2 Pour les substances inorganiques, la concentration découlant du transfert air-plante est nulle puisque la valeur du facteur de bioconcentration air/plante (Bap_v) est de 0.

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_v	Concentration dans les légumes à feuilles (poids frais)	--	mg/kg
P_{rv}	Concentration découlant de l'absorption par les racines	0,00	mg/kg
P_{dv}	Concentration découlant du dépôt atmosphérique	--	mg/kg
P_{av}	Concentration découlant du transfert air-plante	0,00	mg/kg
F_{cv}	Facteur de conversion poids sec/poids frais	0,10	-
$tDép$	Taux de dépôt atmosphérique du contaminant	--	$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$
F_{iv}	Fraction d'interception atmosphérique de la plante	0,16	-
k_i	Coefficient de pertes de surface	18,05	/an
P_v	Productivité du végétal (partie consommée)	180,00	g/m^2
T_v	Période de croissance avant récolte	0,1	années
$vDép_g$	Vitesse de dépôt des gaz	600,00	m/jour
C_{air_g}	Concentration dans l'air sous forme gazeuse	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$vDép_p$	Vitesse de dépôt des particules	500,00	m/jour
C_{air_p}	Concentration dans l'air sous adsorbée aux particules	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
$t_{1/2atm}$	Demi-vie du contaminant dans l'air	--	années
C_{air}	Concentration dans l'air en été	--	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
f_{ptc}	Fraction adsorbée aux particules du contaminant dans l'air	--	-
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm^2/cm^3
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{tfusion}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	288,50	Kelvin
365	Nombre de jours dans une année	365	jours/an

2. VALEUR DES PARAMÈTRES UTILISÉS

2.1 Antimoine

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-36-0	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Antimony	-
Poids moléculaire	121,75	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	630,00	°C
Point d'ébullition	1635,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	8,96E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,077	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,20	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,030	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	1,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.3 Argent

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-22-4	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Silver	-
Poids moléculaire	107,87	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	960,50	°C
Point d'ébullition	2000,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	6,00E-04	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	6,27E-04	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	9,71E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,084	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,40	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,10	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,025	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,25	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.4 Arsenic

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-38-2	Unité
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Arsenic	-
Poids moléculaire	74,92	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	358,00	°C
Point d'ébullition	612,00	°C
Température critique	1673,0	°C
Enthalpie de vaporisation	4648,0	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,24E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,11	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,040	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0060	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	1,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,030	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,040	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.5 Baryum

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-39-3	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Barium	-
Poids moléculaire	137,33	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	725,00	°C
Point d'ébullition	1600,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	8,27E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,071	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,15	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,015	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	5,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.6 Béryllium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-41-7	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Beryllium	-
Poids moléculaire	9,01	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1287,0	°C
Point d'ébullition	2471,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	5,08E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,44	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,010	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0015	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	2,00E-06	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.7 Cadmium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-43-9	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Cadmium	-
Poids moléculaire	112,41	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	321,00	°C
Point d'ébullition	770,00	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	9,45E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,082	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,55	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,15	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,0010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.8 Chrome trivalent

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	16065-83-1	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Chromium, trivalent (Cr III)	-
Poids moléculaire	52,00	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1903,0	°C
Point d'ébullition	2642,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,58E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,14	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0075	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0045	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.9 Cobalt

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-48-4	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Cobalt	-
Poids moléculaire	58,93	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1495,0	°C
Point d'ébullition	2927,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,45E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,020	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0070	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.10 Cuivre

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-50-8	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Copper	-
Poids moléculaire	63,55	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1083,0	°C
Point d'ébullition	2595,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,38E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,12	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,40	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,25	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,060	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.11 Manganèse

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-96-5	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Manganese	-
Poids moléculaire	54,94	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1244,0	°C
Point d'ébullition	2095,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,52E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,25	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,050	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	3,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.12 Mercure

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-97-6	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Mercury	-
Poids moléculaire	200,59	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,060	mg/L
Point de fusion	-38,87	°C
Point d'ébullition	356,60	°C
Température critique	1735,0	°C
Enthalpie de vaporisation	1,41E+04	calories/Mole
Pression de vapeur	2,58E-06	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	0,62	-
Constante de Henry	0,0071	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	3,01E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,011	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,90	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,20	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	5,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,47	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.13 Nickel

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-02-0	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Nickel, metallic	-
Poids moléculaire	58,69	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1551,0	°C
Point d'ébullition	2732,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	1,00E-04	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	3,51E-05	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,46E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,13	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,060	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,060	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,020	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,040	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.14 Plomb

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7439-92-1	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Lead	-
Poids moléculaire	207,20	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	327,40	°C
Point d'ébullition	1740,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	4,00E-06	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	1,98E-07	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	6,28E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,054	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,045	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0090	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	3,00E-04	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,0060	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.15 Sélénium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7782-49-2	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Selenium	-
Poids moléculaire	78,96	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	193,50	°C
Point d'ébullition	685,00	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,20E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,10	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,025	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,025	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.16 Thallium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-28-0	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Thallium	-
Poids moléculaire	204,38	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	303,50	°C
Point d'ébullition	1457,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	6,34E-06	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,055	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0040	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	4,00E-04	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,0030	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.17 Titane

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-32-6	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Titanium	-
Poids moléculaire	47,88	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1677,0	°C
Point d'ébullition	3277,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	1,01E+05	calories/Mole
Pression de vapeur	1,00E-79	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,67E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,14	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0055	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0030	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,010	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

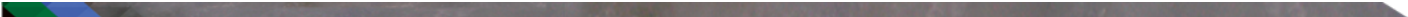
2.18 Vanadium

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-62-2	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Vanadium	-
Poids moléculaire	50,94	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	1917,0	°C
Point d'ébullition	3392,0	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	0,0010	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	0,0014	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,60E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,14	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	0,0055	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,0030	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	2,00E-05	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

2.19 Zinc

Paramètre	Valeur	Unité
No. CAS	7440-66-6	
Type de substance	Métal	-
Nom anglais	Zinc	-
Poids moléculaire	65,39	g/mole
Solubilité dans l'eau	0,00	mg/L
Point de fusion	419,50	°C
Point d'ébullition	908,00	°C
Température critique	-	°C
Enthalpie de vaporisation	-	calories/Mole
Pression de vapeur	0,00	atmosphères
Coefficient de partage octanol/eau (log10)	-	-
Constante de Henry	0,00	atm.m ³ /mole
Coefficient de perméabilité cutanée (eau)	6,00E-04	cm/heure
Coefficient de perméabilité cutanée (air)	6,27E-04	cm/heure
Constante de dissociation acide	-	-
Diffusivité dans l'eau	1,36E-05	cm ² /seconde
Diffusivité dans l'air	0,12	cm ² /seconde
Facteur de bioconcentration - Parties végétatives (Bv)	1,50	-
Facteur de bioconcentration - Racines (Br)	0,90	-
Facteur de biotransfert - Lait maternel humain	0,010	jour/kg
Facteur d'absorption relatif par voie cutanée (Santé Canada)	0,10	-
Fraction d'absorption cutanée à partir du sol	0,010	-
Fraction pouvant être absorbée lors d'un événement d'exposition cutanée (eau)	1,00	-

ANNEXE G



Détermination des niveaux d'exposition bruit de fond

1.	CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'AIR AMBIANT	2
2.	CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LES AUTRES MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX	3
2.1	Eau potable	3
2.2	Sol de surface	5
2.3	Air intérieur	5
2.4	Poussières intérieures	5
3.	PROCESSUS DE TRANSFERT MODÉLISÉS ET ÉQUATIONS.....	7
3.1	Processus de transfert modélisés.....	7
3.2	Équations utilisées.....	8
3.2.1	Modélisation de la concentration dans l'air extérieur.....	8
3.2.2	Modélisation de la concentration dans l'air intérieur	9
3.2.3	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été	13
3.2.4	Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver	15
4.	APPORTS ALIMENTAIRES	17
5.	RÉFÉRENCES	20

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU G-1	Concentrations bruit de fond documentées pour les métaux dans l'eau potable et le sol de surface	4
TABLEAU G-2	Concentrations bruit de fond de métaux estimées dans l'air intérieur et les poussières intérieures.....	6
TABLEAU G-3	Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations bruit de fond de métaux dans les milieux environnementaux d'intérêt	7
TABLEAU G-4	Apports alimentaires en métaux pour la population générale.....	18

1. CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS L'AIR AMBIANT

Les concentrations bruit de fond dans l'air sont présentées dans le rapport au tableau 12.

Pour les fins de la présente étude, les concentrations initiales recommandées¹ par le MDDELCC dans le cadre du projet d'Extension (WSP, 2015) ont généralement été retenues. Les exceptions concernent le SO₂ et les paramètres pour lesquels aucune valeur de concentration initiale (non nulle) n'est fournie par le MDDELCC sur une base annuelle (PM_{2,5} et 7 métaux). Pour ces paramètres, les valeurs annuelles retenues ont été déterminées comme suit :

- Pour le SO₂, les valeurs retenues correspondent aux concentrations les plus élevées documentées par le RNSPA² dans des secteurs ruraux non développés, forestiers ou agricoles au Canada³, soit 60 µg/m³ sur 1 h, 37 µg/m³ sur 24 h et 5,2 µg/m³ sur une base annuelle. La concentration annuelle fournie par le MDDELCC (20 µg/m³) n'a pas été retenue car elle est semblable aux concentrations annuelles moyennes les plus élevées documentées dans les secteurs résidentiel, commercial ou industriel par le RNSPA, et serait donc davantage représentative de secteurs affectés par des sources locales ou régionales que d'un secteur rural tel que la zone d'étude.
- Pour 7 métaux (Be, Co, Cu, Ni, Se, Ti et Zn), les concentrations annuelles ont été estimées par modélisation (voir section 3) à partir des concentrations bruit de fond dans le sol.
- Pour les PM_{2,5}, la concentration moyenne estimée à Malartic en 2007 (GENIVAR, 2008) a été retenue. Bien que cette valeur découle de mesures effectuées durant 3 mois seulement, elle est comparable à la concentration moyenne (7 µg/m³) documentée par le RNSPA pour des secteurs ruraux non développés.

1 Tel qu'indiqué au tableau 9 de WSP (2015). Modélisation de la dispersion atmosphérique - Révision 1, Extension Canadian Malartic. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. 64 pages et annexes. Septembre 2015. (concentrations initiales indiquées dans les Normes et critères québécois de qualité de l'atmosphère, version 4)

2 Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique d'Environnement Canada (2012) (<http://maps-cartes.ec.gc.ca/rnspace-naps/data.aspx?lang=fr>).

3 Dans les secteurs ruraux non développés, forestiers ou agricoles, respectivement: concentrations moyennes annuelles ≤ 2,6, ≤ 5,2 et ≤ 2,6 µg/m³, concentrations sur 24 heures (98^e centile) de ≤ 5,2, ≤ 36,7 et ≤ 13,1 µg/m³, concentrations horaires (98^e centile) de 10,5, 60 et 23 µg/m³.

2. CONCENTRATIONS BRUIT DE FOND DANS LES AUTRES MILIEUX ENVIRONNEMENTAUX

2.1 Eau potable

Les concentrations bruit de fond retenues dans l'eau potable sont présentées au tableau H-1.

Pour 9 métaux (Sb, As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb, Se et Zn), des concentrations dans l'eau potable étaient disponibles pour la zone d'étude et ont donc été utilisées comme concentrations bruit de fond.

- Pour 8 de ces métaux, les concentrations bruit de fond retenues correspondent aux concentrations mesurées dans l'eau potable distribuée par la ville de Malartic en 2015.
 - Pour Sb, As, Cd et Se, les concentrations bruit de fond correspondent à la moitié de la limite de détection (LD); en effet, toutes les concentrations mesurées dans l'eau potable de Malartic de 2011 à 2015 étaient inférieures à la LD;
 - Pour Pb, la concentration bruit de fond correspond à la LD parce que la concentration mesurée dans l'eau potable de 2011 à 2015 est inférieure à la LD dans 4/5 échantillons.
- Pour le Zn, la concentration bruit de fond correspond à la moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau potable des résidences du territoire non organisé du Lac-Fouillac (désormais annexé à Rivière-Héva) en 2007-2008 (GENIVAR, 2008).

Pour les 9 autres métaux, les concentrations bruit de fond sont, par défaut, issues de données régionales (Co, Mn, Ni), canadiennes (Ag, Be, Cu) ou provenant des États-Unis (Tl, Ti, V) :

- Ag : moitié de la LD maximale rapportée dans l'eau potable au Canada (Santé Canada, 1986);
- Be : concentration représentative du bruit de fond dans l'eau potable au Canada selon le CCME, 2015;
- Co et Mn : moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de la région géologique Supérieur et Rae (Choinière and Beaumier, 1997);
- Cu : concentration moyenne dans l'eau potable au Canada (CCME, 1997);
- Ni : moyenne géométrique des concentrations mesurées dans l'eau souterraine de Malartic en 2007 (communication personnelle de M. Jean Brassard, ville de Malartic, en 2008);
- Tl et Ti : concentration moyenne dans l'eau potable aux États-Unis (Durfor and Becker, 1964; ATSDR, 1992b; ATSDR, 2002);
- V : concentration médiane dans l'eau potable aux États-Unis (Durfor and Becker, 1964).

TABLEAU G-1
Concentrations bruit de fond documentées pour les métaux
dans l'eau potable et le sol de surface

Substance	Eau potable	Sol
	(mg/L)	(mg/kg)
Antimoine	1,0E-04	1,1
Argent	2,5E-06	3,7
Arsenic	2,5E-04	24,7
Baryum	4,5E-03	81,4
Béryllium	4,0E-03	0,97
Cadmium	2,5E-03	1,5
Chrome	2,0E-03	56,5
Cobalt	1,2E-03	12,1
Cuivre	1,76E-01	38,3
Manganèse	9,9E-02	345
Mercure	5,0E-06	0,26
Nickel	1,3E-01	41,6
Plomb	5,0E-04	187
Sélénium	3,0E-04	12
Thallium	8,9E-04	0,77
Titane	2,1E-03	0,41
Vanadium	4,3E-03	71
Zinc	3,4E-02	82,6

Cellule grisée : valeur mesurée dans la zone d'étude

2.2 Sol de surface

Les concentrations bruit de fond retenues dans le sol de surface sont présentées au tableau G-1.

Des valeurs locales étaient disponibles pour la majorité des métaux (Ag, As, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn). Pour ces 11 métaux, les valeurs retenues pour estimer l'exposition bruit de fond correspondent à une estimation prudente (LSC95) de la moyenne des concentrations mesurées dans les sols de surface (0 – 10 cm) avant le début de l'exploitation du gisement Canadian Malartic (GENIVAR, 2008).

À défaut de données locales pour les 7 autres métaux, les concentrations bruit de fond retenues correspondent à des valeurs documentées dans la région géologique (Hg, Sb et Se), en Ontario (Be, Tl et V) ou ailleurs (Ti):

- Hg, Sb et Se : teneurs de fond (98^e centile) documentées pour la région géologique Supérieur et Rae (secteur S4, pour Hg et Sb) (Choinière et Beaumier, 1997);
- Be, Tl et V : *Ontario Typical Range (OTR₉₈)*¹ documentées dans les sols de zones urbaines « parkland » en Ontario OMEE, 1993;
- Ti : concentration moyenne la plus élevée parmi celles rapportées dans différents types de sols par Kabata-Pendias and Pendias, 1985.

2.3 Air intérieur

Les concentrations bruit de fond de métaux (PST) dans l'air intérieur sont présentées au tableau G-2. Elles ont été estimées à partir des concentrations bruit de fond dans l'air ambiant (tableau 12 du rapport), selon le processus de transfert indiqué au tableau G-3.

2.4 Poussières intérieures

Les concentrations de métaux dans les poussières intérieures sont présentées au tableau G-2. Elles ont été estimées par modélisation modélisées à partir des concentrations bruit de fond documentés dans le sol de surface (tableau G-1) et dans l'air intérieur (tableau G-2), selon les processus de transfert indiqués au tableau G-3.

1 L'OTR₉₈ correspond au 97,5^e percentile des concentrations mesurées dans des terrains catégorisés comme des parcs ruraux (*rural parkland*) en Ontario.

TABLEAU G-2
Concentrations bruit de fond de métaux estimées
dans l'air intérieur et les poussières intérieures

Substance	Air intérieur (mg/m ³)		Poussières intérieures (mg/kg)	
	été	hiver	été	hiver
Antimoine	4,90E-06	4,90E-06	24,83	35,01
Argent	3,50E-06	3,50E-06	18,61	25,01
Arsenic	1,40E-06	1,40E-06	14,41	10
Baryum	1,75E-05	1,75E-05	111,92	125,04
Béryllium	1,36E-08	0,00E+00	0,36	0,0
Cadmium	2,10E-06	2,10E-06	10,95	15
Chrome	7,00E-06	7,00E-06	51,95	50,02
Cobalt	1,69E-07	0,00E+00	4,48	0,0
Cuivre	5,36E-07	0,00E+00	14,17	0,0
Manganèse	1,40E-05	1,40E-05	173,5	100,03
Mercure	2,39E-06	2,39E-06	0,09	0,02
Nickel	5,82E-07	0,00E+00	15,39	0,0
Plomb	1,75E-05	1,75E-05	143,6	125,04
Sélénium	1,68E-07	0,00E+00	4,44	0,0
Thallium	3,50E-05	3,50E-05	175,23	250,08
Titane	5,74E-09	0,00E+00	0,15	0,0
Vanadium	7,00E-06	7,00E-06	56,3	50,02
Zinc	1,16E-06	0,00E+00	30,56	0,0

3. PROCESSUS DE TRANSFERT MODÉLISÉS ET ÉQUATIONS

3.1 Processus de transfert modélisés

La modélisation des processus de transfert multimédia a été effectuée selon les modèles décrits par le ministère l'environnement et de la faune du Québec (MEF, 1996) et sont résumés au tableau suivant. Les équations sont présentées à la suite. Les valeurs des paramètres propres à chaque substance sont les mêmes que celles indiquées à l'annexe F.

TABLEAU G-3

Processus de transfert multimédia utilisés pour estimer les concentrations bruit de fond de métaux dans les milieux environnementaux d'intérêt

Processus impliqué	Caractéristiques du modèle ^a
Transfert sol de surface → air ambiant ^b	Remise en suspension des particules de sol dans l'air durant la période estivale ^c .
Transfert air ambiant → air intérieur	Pour les métaux associés aux PST, la concentration dans l'air intérieur correspond à 70% de la concentration (sur une base annuelle) dans l'air ambiant.
Transfert eau potable → air intérieur	Volatilisation à partir de l'eau utilisée à des fins domestiques.
Transfert air intérieur → poussières intérieures	Le dépôt des particules en suspension dans l'air contribuerait à 10% des poussières intérieures en été et à environ 14% des poussières intérieures en hiver.
Transfert sol de surface → poussières intérieures	Le sol de surface contribue aux poussières intérieures durant la période estivale ^c .

a Selon les recommandations du Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF, 1996).

b Modélisation effectuée pour les 7 métaux d'intérêt (Be, Co, Cu, Ni, Se, Ti et Zn) pour lesquels aucune valeur non nulle n'est fournie par le MDDELCC pour la concentration dans l'air ambiant sur une base annuelle.

c Contribution négligeable des sols en hiver car le sol est gelé et/ou couvert de neige.

3.2 Équations utilisées

Liste des médias modélisés :

- air extérieur
- air intérieur
- poussières en été et en hiver

Note : dans les tableaux suivants, (--) indique les paramètres qui sont propres à chaque substance (valeurs disponibles à l'annexe F)

3.2.1 Modélisation de la concentration dans l'air extérieur

- Équation pour la concentration dans l'air issue de la resuspension de sol (été seulement)¹

$$C_{air\_R} = (C_{MES} \times C_{sol} \times 1,0E-09) \times \frac{PC_{sol\_nu}}{100}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{air_R}	Concentration dans l'air découlant de la resuspension de sol de surface	--	mg/m ³
C_{MES}	Concentration de matières en suspension provenant du terrain	20,00	µg/m ³
C_{sol}	Concentration initiale dans le sol de surface	--	mg/kg
PC_{sol_nu}	Pourcentage de sol à nu sur le terrain	100	%
$1,0E-09$	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
100	Facteur de conversion d'unités (de % à fraction)	100,00	-

¹ En hiver, le sol est gelé ou couvert de neige et ne constitue pas une source de poussières dans l'air.

3.2.2 Modélisation de la concentration dans l'air intérieur

➤ Équation principale

$$C_{ai} = (C_{air} \times f_{gaz}) + (C_{air} \times f_{ptc} \times TP_m) + C_{us\_eau}$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^{\circ} + (c \times S_T)}$$

$$p_L^{\circ} = PV \quad (P_{t_{fusion}} > T_K)$$

ou

$$p_L^{\circ} = \frac{PV}{e^{-6,79 \Psi}}$$

$$\Psi = \left(\frac{P_{t_{fusion}}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{gaz} = 1,0 - f_{ptc}$$

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
C_{air}	Concentration dans l'air extérieur	--	mg/m ³
f_{gaz}	Fraction gazeuse du contaminant dans l'air extérieur	--	-
f_{ptc}	Fraction adsorbée du contaminant dans l'air extérieur	--	-
TP_m	Taux de pénétration des particules dans la résidence	0,70	-
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation domestique de de l'eau	--	mg/m ³
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p_L°	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{t_{fusion}}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en été	288,50	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant en hiver	258,10	Kelvin

➤ Équations du calcul de la concentration dans l'air intérieur découlant de l'usage domestique de l'eau

- Composés insolubles :

$$Q_{us\_eau} = 0 \quad (\text{solubilité nulle})$$

- Composés solubles :

$$C_{us\_eau} = \frac{Q_{us\_eau}}{[Lng_{hab} \times Lrg_{hab} \times (Htr_{hab} + Prf_{ss})] \times [TR_{air} \times 24]}$$

$$Q_{us\_eau} = Q_{douches} + Q_{bains} + Q_{vaisselle} + Q_{lessive} + Q_{nettoyage} + Q_{cuisine} + Q_{toilettes}$$

$$Q_{douches} = Us_{douches} \times Eff_{douches} \times C_{eau}$$

$$Q_{bains} = Us_{bains} \times Eff_{bains} \times C_{eau}$$

$$Q_{vaisselle} = Us_{vaisselle} \times Eff_{vaisselle} \times C_{eau}$$

$$Q_{lessive} = Us_{lessive} \times Eff_{lessive} \times C_{eau}$$

$$Q_{nettoyage} = Us_{nettoyage} \times Eff_{nettoyage} \times C_{eau}$$

$$Q_{cuisine} = Us_{cuisine} \times Eff_{cuisine} \times C_{eau}$$

$$Q_{toilettes} = Us_{toilettes} \times Eff_{toilettes} \times C_{eau}$$

$$Eff_{douches} = Eff_{Rdn, douches} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{bains} = Eff_{Rdn, bains} \times \frac{\Phi_{Rn}}{\Phi}$$

$$Eff_{vaisselle} = Eff_{Rdn, vaisselle} \times \frac{\varphi_{Rn}}{\varphi}$$

$$Eff_{lessive} = Eff_{Rdn, lessive} \times \frac{\varphi_{Rn}}{\varphi}$$

$$Eff_{nettoyage} = Eff_{Rdn, nettoyage} \times \frac{\varphi_{Rn}}{\varphi}$$

$$Eff_{cuisine} = Eff_{Rdn, cuisine} \times \frac{\varphi_{Rn}}{\varphi}$$

$$Eff_{toilettes} = Eff_{Rdn, toilettes} \times \frac{\varphi_{Rn}}{\varphi}$$

$$\varphi_{Rn} = \frac{2,5}{De_{Rn}^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da_{Rn}^{0,667} \times H_{Rn}}$$

$$\varphi = \frac{2,5}{De^{0,667}} + \frac{R \times T}{Da^{0,667} \times H}$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{us_eau}	Concentration dans l'air intérieur provenant de l'utilisation d'eau	--	mg/m ³
Q_{us_eau}	Quantité de contaminant émise par volatilisation dans l'air intérieur	--	mg/jour
Lng_{hab}	Longueur de la résidence	10	m
Lrg_{hab}	Largeur de la résidence	10	m
Htr_{hab}	Hauteur de la résidence	2	m
Prf_{ss}	Profondeur du sous-sol de la résidence	1	m
TR_{air}	Taux de renouvellement de l'air dans la résidence	1	/heure
$Q_{douches}$	Quantité de contaminant émise par les douches	--	mg/jour
Q_{bains}	Quantité de contaminant émise par les bains	--	mg/jour
$Q_{vaisselle}$	Quantité de contaminant émise par la vaisselle	--	mg/jour
$Q_{lessive}$	Quantité de contaminant émise par la lessive	--	mg/jour
$Q_{nettoyage}$	Quantité de contaminant émise par le nettoyage	--	mg/jour
$Q_{cuisine}$	Quantité de contaminant émise par la cuisine	--	mg/jour
$Q_{toilettes}$	Quantité de contaminant émise par les toilettes	--	mg/jour
$Us_{douches}$	Quantité d'eau utilisée pour les douches	180,00	L/jour
Us_{bains}	Quantité d'eau utilisée pour les bains	150,00	L/jour
$Us_{vaisselle}$	Quantité d'eau utilisée pour la vaisselle	40,00	L/jour
$Us_{lessive}$	Quantité d'eau utilisée pour la lessive	40,00	L/jour
$Us_{nettoyage}$	Quantité d'eau utilisée pour le nettoyage	12,00	L/jour

Paramètre	Description	Valeur	Unités
U_{cuisine}	Quantité d'eau utilisée pour la cuisine	8,00	L/jour
$U_{\text{toilettes}}$	Quantité d'eau utilisée pour les toilettes	320,00	L/jour
C_{eau}	Concentration dans l'eau d'usage domestique	--	mg/L
Eff_{douches}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les douches	--	-
Eff_{bains}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les bains	--	-
$Eff_{\text{vaisselle}}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la vaisselle	--	-
Eff_{lessive}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la lessive	--	-
$Eff_{\text{nettoyage}}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour le nettoyage	--	-
Eff_{cuisine}	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour la cuisine	--	-
$Eff_{\text{toilettes}}$	Efficacité de transfert de l'eau à l'air pour les toilettes	--	-
$Eff_{\text{Rdn,douches}}$	Efficacité de transfert du radon pour les douches	0,65	-
$Eff_{\text{Rdn,bains}}$	Efficacité de transfert du radon pour les bains	0,30	-
$Eff_{\text{Rdn,vaisselle}}$	Efficacité de transfert du radon pour la vaisselle	0,98	-
$Eff_{\text{Rdn,lessive}}$	Efficacité de transfert du radon pour la lessive	0,90	-
$Eff_{\text{Rdn,nettoyage}}$	Efficacité de transfert du radon pour le nettoyage	0,90	-
$Eff_{\text{Rdn,cuisine}}$	Efficacité de transfert du radon pour la cuisine	0,30	-
$Eff_{\text{Rdn,toilettes}}$	Efficacité de transfert du radon pour les toilettes	0,30	-
De_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'eau	1,40E-09	m ² /seconde
Da_{Rn}	Diffusivité du radon dans l'air	2,00E-05	m ² /seconde
De	Diffusivité du contaminant dans l'eau	--	m ² /seconde
Da	Diffusivité du contaminant dans l'air	--	m ² /seconde
R	Constante des gaz	0,062	torr.m ³ /mole.K
T	Température	293,00	K
H	Constante de Henry du contaminant	--	torr.m ³ /mole
H_{Rn}	Constante de Henry du radon	7.00E+04	torr.m ³ /mole
24	Nombre d'heures dans une journée	24	heures/jour

3.2.3 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en été

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol} \times f_{sol\_nu}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0,3$$

$$f_{MES} = 0,10$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^e + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^e = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^e = \frac{PV}{e^{-6,79 \psi}}$$

$$\psi = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface	--	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0,30	-
f_{sol_nu}	Fraction du sol de surface à nu	1,00	-
C_{pte}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,10	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{pte}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{t_{fusion}}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	298,00	Kelvin

3.2.4 Modélisation de la concentration dans les poussières intérieures en hiver

$$C_{pou} = (C_{sol} \times f_{sol} \times f_{sol\_nu}) + (C_{ptc} \times f_{MES})$$

$$C_{ptc} = \frac{C_{ai} \times f_{ptc}}{C_{MES} \times 0,000000001}$$

$$f_{sol} = 0 \quad (\text{sol gelé})$$

$$f_{MES} = 0,1429$$

$$C_{MES} = 20 \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$f_{ptc} = \frac{c \times S_T}{p_L^s + (c \times S_T)}$$

$$S_T = 3,5 \times 10^{-6} \quad (\text{environnement semi-urbain})$$

$$p_L^s = PV \quad (Pt_{fusion} > T_K)$$

$$p_L^s = \frac{PV}{e^{-6,79 \psi}}$$

$$\psi = \left(\frac{Pt_{fusion}}{T_{(K)}} \right) - 1$$

où

Paramètre	Description	Valeur	Unités
C_{pou}	Concentration dans les poussières intérieures	--	mg/kg
C_{sol}	Concentration dans le sol de surface	--	mg/kg
f_{sol}	Fraction des poussières provenant du sol de surface	0	-
f_{sol_nu}	Fraction du sol de surface à nu	1,00	-
C_{pte}	Concentration dans les particules de l'air intérieur	--	mg/kg
f_{MES}	Fraction des poussières provenant des matières en suspension	0,1429	-
C_{ai}	Concentration dans l'air intérieur	--	mg/m ³
f_{pte}	Fraction du contaminant adsorbé aux particules dans l'air intérieur	--	-
C_{MES}	Concentration de matières en suspension dans l'air intérieur	20,00	µg/m ³
0,000000001	Facteur de conversion d'unités	1,00E-09	kg/µg
c	Constante de Junge	1,70E-04	atm.cm
S_T	Surface moyenne des particules	3,50E-06	cm ² /cm ³
p°_L	Pression de vapeur du contaminant en phase libre	--	atm
PV	Pression de vapeur du contaminant	--	atm
$P_{t_{fusion}}$	Température de fusion du contaminant	--	Kelvin
$T_{(K)}$	Température de l'air ambiant	293,00	Kelvin

4. APPORTS ALIMENTAIRES

Les concentrations de métaux dans les aliments d'origine commerciale n'ont pas été documentées puisque les apports alimentaires (doses) pour la population canadienne sont disponibles et représentent une information fiable. Les apports alimentaires utilisés sont présentés au tableau G-4.

TABLEAU G-4
Apports alimentaires en métaux pour la population générale

Substance	Apport alimentaire (mg/kg-pc par jour)					Méthode de détermination	Référence
	0 – 6 mois	>0,5 – 4 ans	>4 – 11 ans	>11 – 19 ans	20 ans+		
Antimoine	1,88E-04	1,43E-04	8,97E-05	5,13E-05	4,47E-05	Doses estimées à partir de la concentration moyenne rapportée dans les aliments ^a	Santé Canada, 1997
Argent	2,82E-03	2,14E-03	1,34E-03	7,68E-04	6,70E-04	<u>Adultes</u> : dose estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté dans plusieurs études ^b ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées par Sanexen à partir de celle obtenue pour les adultes ^a	Santé Canada, 1986
Arsenic inorganique	2,37E-03	1,80E-03	1,13E-03	6,45E-04	5,63E-04	<u>Adultes</u> : dose d'exposition estimée à partir de l'apport quotidien moyen rapporté pour les Canadiens par Santé Canada ^b ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes ^a	Santé Canada, 2006
Baryum	1,85E-02	2,11E-02	1,56E-02	8,45E-03	6,32E-03	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Béryllium	1,48E-05	1,05E-05	6,00E-06	3,50E-06	3,10E-06	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Cadmium	2,52E-04	5,18E-04	4,70E-04	2,75E-04	1,95E-04	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Chrome	2,81E-05	7,51E-04	4,94E-04	3,25E-04	2,20E-04	Apports moyens estimés pour les Canadiens	Sanexen, 2009b
Cobalt	5,95E-04	5,14E-04	3,70E-04	2,20E-04	1,46E-04	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Cuivre	6,15E-02	4,89E-02	4,00E-02	2,45E-02	2,25E-02	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Manganèse	7,45E-02	1,01E-01	8,20E-02	4,85E-02	5,53E-02	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Mercure	1,32E-04	1,37E-04	1,04E-04	6,56E-05	6,15E-05	Apports alimentaires estimés pour les Québécois	INSPQ, 2005
Nickel	1,32E-02	9,35E-03	6,30E-03	3,70E-03	3,07E-03	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Plomb	3,65E-04	2,88E-04	2,10E-04	1,35E-04	1,32E-04	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011

Substance	Apport alimentaire (mg/kg-pc par jour)					Méthode de détermination	Référence
Sélénium	5,50E-03	6,51E-03	5,17E-03	3,07E-03	2,32E-03	Étude de l'alimentation totale - Moyenne des valeurs rapportées pour Toronto (2005), Halifax (2006) et Vancouver (2007)	Santé Canada, 2011
Thallium	6,82E-05	5,29E-05	3,20E-05	1,85E-05	1,74E-05	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011
Titane	4,17E-02	3,17E-02	1,99E-02	1,14E-02	9,90E-03	<u>Adultes</u> : dose d'exposition estimée à partir de l'apport moyen rapporté dans plusieurs études ^d ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle obtenue pour les adultes ^a	WHO, 1982
Vanadium	1,43E-03	1,09E-03	6,82E-04	3,90E-04	3,40E-04	<u>Adultes</u> : dose moyenne rapportée pour la population de certains États américains, 1999 (étude NHEXAS) ^e ; <u>Autres tranches d'âge</u> : doses calculées à partir de celle des adultes ^a	ATSDR, 2012b
Zinc	7,14E-01	5,29E-01	3,65E-01	2,32E-01	1,73E-01	Étude sur l'alimentation totale des Canadiens menée en 2003 (Montréal) ^c	Santé Canada, 2011

a À partir des taux de consommation d'aliments recommandés par MSSS, 2002 et des poids corporels retenus par l'INSPQ, 2012.

b À partir des poids corporels retenus par l'INSPQ, 2012.

c Les doses alimentaires fournies par Santé Canada pour différentes classes d'âge (0-1 mois, 2-3 mois, 4-6 mois, 7-9 mois, 10-12 mois, 1-4 ans, 5-11 ans, 12-19 ans, 20-39 ans, 40-64 ans et 65 ans et plus) ont été pondérées afin de correspondre à la durée des classes d'âge recommandées par l'INSPQ, 2012 et retenues dans la présente étude (6 mois, 4 ans, 5 ans, 7 ans, 8 ans et 50 ans).

d Apport moyen calculé d'après 7 valeurs rapportées par WHO.

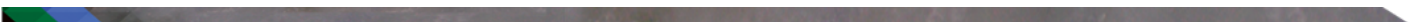
e Dose alimentaire rapportée par ATSDR pour la population de certains États américains (Indiana, Illinois, Michigan, Minnesota, Ohio et Wisconsin).

5. RÉFÉRENCES

- ATSDR (1992b). Toxicity profile for Thallium. July 1992. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp54.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 (2012b). Toxicological Profile for Vanadium. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp58.pdf>.
- 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 (2015). Scientific criteria document for Canadian Soil Quality Guidelines for the protection of human health : beryllium. http://www.ccme.ca/files/Resources/csm/pn_1535-CSQG-Be-SCD.pdf.
- Choinière, J. et 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. Mai 1997. pp. 28 pages + annexes.
- Durfor, C.N. and Becker, E. (1964). Selected data on public supplies of the 100 largest cities in the United States, 1962. J. Am. Water Works Assoc., 56: 237-246. Tel que cité par IPCS (<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc24.htm>) et NRC (Drinking water and health, Volume 3 (<http://www.nap.edu/catalog/324/drinking-water-and-health-volume-3>)).
- GENIVAR (2008). 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.
- INSPQ (2005). Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Protection de la santé humaine. Institut national de santé publique du Québec. Mars 2005. pp. 66 + annexes (553 p.).
- INSPQ (2012). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec. Institut national de santé publique du Québec. 163 pages.
- Kabata-Pendias, A. and 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>
- MEF (1996). Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Groupe d'analyse de risque, Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Octobre 1996. pp. 737.
- MSSS (2002). Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. La Direction des communications du ministère de la Santé et des Services sociaux, Québec, Canada. Report no. ISBN 2-550-39389-9. pp. 125.

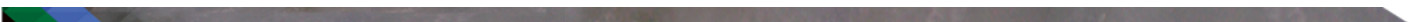
- OMEE (1993). Ontario typical range of chemical parameters in soil, vegetation, moss bags and snow. (Errata 1999). Ontario Ministry of Environment and Energy. Report no. HCB-151-3512-93. December 1993. pp. 246 pages. http://openlibrary.org/books/OL14794267M/Ontario_typical_range_of_chemical_parameters_in_soil_vegetation_moss_bags_and_snow.
- Sanexen (2009b). Canadian Soil Quality Guidelines for Contaminated Sites. Human Health Effects : Chromium. Scientific Supporting Document (Final) prepared for Health Canada. February 2008. pp. 224.
- 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 (1997). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'antimoine. Mai 1997, révisé en août 1999. pp. 10. <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/eau/rqep.htm>.
- Santé Canada (2006). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - L'arsenic. Document technique. Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial-territorial sur la santé et l'environnement, Santé Canada, Ottawa, ON. Mai 2006. pp. 37. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/arsenic/index_f.html.
- Santé Canada (2011). Apports alimentaires moyens ($\mu\text{g/kg}$ poids corporel/jour) de microéléments chez les Canadiens de différents groupes d'âge-sexe, selon l'Étude sur l'alimentation totale menée en 2003. Santé Canada, Aliments et nutrition. http://www.hc-sc.gc.ca/fn-an/surveill/total-diet/intake-apport/chem_age-sex_chim_2003-fra.php.
- WHO (1982). Environmental Health Criteria 24 - Titanium. International Programme on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva. <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc24.htm>.
- WSP (2015). Modélisation de la dispersion atmosphérique - Révision 1, Extension Canadian Malartic. Rapport produit pour Canadian Malartic GP. 64 pages et annexes. Septembre 2015.

ANNEXE H



Concentrations additionnelles dans l'air (valeurs modélisées fournies par WSP)

ANNEXE I



Concentrations additionnelles de métaux estimées dans les milieux environnementaux
par modélisation du transfert multimédia

Concentrations additionnelles de métaux estimées par modélisation du transfert multimédia

Milieu environnemental et/ou saison	Air intérieur (PM ₁₀) ^a		Air intérieur (PST) ^b		Poussières intérieures ^c		Végétaux d'origine locale ^d			Lait maternel ^e
	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver	Fruits	Légumes racines	Autres légumes	
Substances	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/L
Antimoine	7.56E-05	7.56E-05	2.66E-04	2.66E-04	1.33E+00	1.90E+00	2.65E-04	2.08E-04	2.89E-04	3.55E-09
Argent	1.83E-05	1.83E-05	6.32E-05	6.32E-05	3.16E-01	4.52E-01	6.30E-05	4.94E-05	6.88E-05	2.11E-07
Arsenic	7.21E-05	7.21E-05	2.52E-04	2.52E-04	1.26E+00	1.80E+00	2.51E-04	1.97E-04	2.74E-04	3.90E-09
Baryum	7.42E-03	7.42E-03	2.60E-02	2.60E-02	1.30E+02	1.86E+02	2.59E-02	2.03E-02	2.83E-02	1.73E-06
Béryllium	7.07E-06	7.07E-06	2.44E-05	2.44E-05	1.22E-01	1.75E-01	2.43E-05	1.91E-05	2.66E-05	6.53E-12
Cadmium	6.83E-06	6.83E-06	2.37E-05	2.37E-05	1.19E-01	1.70E-01	2.36E-05	1.85E-05	2.58E-05	3.02E-09
Chrome III	9.52E-03	9.52E-03	3.33E-02	3.33E-02	1.66E+02	2.38E+02	3.31E-02	2.60E-02	3.62E-02	8.88E-06
Cobalt	8.19E-04	8.19E-04	2.87E-03	2.87E-03	1.44E+01	2.05E+01	2.86E-03	2.24E-03	3.12E-03	7.67E-07
Cuivre	1.36E-03	1.36E-03	4.72E-03	4.72E-03	2.36E+01	3.37E+01	4.70E-03	3.68E-03	5.13E-03	1.26E-06
Manganèse	1.26E-02	1.26E-02	4.38E-02	4.38E-02	2.19E+02	3.13E+02	4.37E-02	3.42E-02	4.77E-02	1.76E-06
Mercure	6.61E-07	6.61E-07	2.27E-06	2.27E-06	1.12E-05	1.46E-05	1.90E-06	1.49E-06	2.07E-06	6.17E-11
Nickel	4.77E-03	4.77E-03	1.67E-02	1.67E-02	8.33E+01	1.19E+02	1.66E-02	1.30E-02	1.81E-02	5.16E-05
Plomb	4.66E-04	4.66E-04	1.62E-03	1.62E-03	8.12E+00	1.16E+01	1.62E-03	1.27E-03	1.77E-03	6.51E-08
Sélénium	2.34E-05	2.34E-05	8.12E-05	8.12E-05	4.06E-01	5.80E-01	8.09E-05	6.34E-05	8.83E-05	1.08E-07
Thallium	1.05E-05	1.05E-05	3.65E-05	3.65E-05	1.82E-01	2.61E-01	3.63E-05	2.85E-05	3.97E-05	1.46E-08
Titane	4.45E-02	4.45E-02	1.55E-01	1.55E-01	7.77E+02	1.11E+03	1.55E-01	1.21E-01	1.69E-01	2.08E-04
Vanadium	1.97E-03	1.97E-03	6.85E-03	6.85E-03	3.43E+01	4.90E+01	6.83E-03	5.35E-03	7.45E-03	1.83E-08
Zinc	1.95E-03	1.95E-03	6.81E-03	6.81E-03	3.41E+01	4.87E+01	6.79E-03	5.32E-03	7.41E-03	9.10E-06

Les équations et paramètres utilisés pour les modélisation sont présentés à l'annexe G.

a Concentrations estimées à partir des concentrations additionnelles de métaux dans les PM₁₀ (air ambiant). Il a été considéré que les périodes estivale et hivernale duraient 6 mois chacune. Ces concentrations ont été utilisées pour estimer l'exposition par inhalation.

b Concentrations estimées à partir des concentrations additionnelles de métaux dans les PST (air ambiant). Il a été considéré que les périodes estivale et hivernale duraient 6 mois chacune. Ces concentrations ont été utilisées pour estimer le transfert des métaux de l'air vers les poussières intérieures.

c Concentrations estimées à partir des concentrations (PST) dans l'air intérieur

d Concentrations estimées à partir des concentrations dans l'air ambiant (PST)

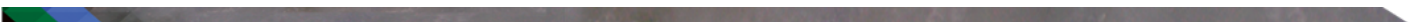
e Concentrations estimées en tenant compte de l'exposition de la mère aux métaux dans les PM₁₀ (inhalation) et dans les PST (autres voies d'exposition)

Concentrations bruit de fond estimées dans les milieux environnementaux

Milieu environnemental et/ou saison	Air extérieur ^a		Air intérieur		Poussières intérieures	
	Été	Hiver	Été	Hiver	Été	Hiver
Substances	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	mg/kg	mg/kg
Antimoine	7.00E-03	7.00E-03	4.90E-03	4.90E-03	2.48E+01	3.50E+01
Argent	5.00E-03	5.00E-03	3.50E-03	3.50E-03	1.86E+01	2.50E+01
Arsenic	2.00E-03	2.00E-03	1.40E-03	1.40E-03	1.44E+01	1.00E+01
Baryum	2.50E-02	2.50E-02	1.75E-02	1.75E-02	1.12E+02	1.25E+02
Béryllium	1.94E-05	0.00E+00	1.36E-05	0.00E+00	3.59E-01	0.00E+00
Cadmium	3.00E-03	3.00E-03	2.10E-03	2.10E-03	1.10E+01	1.50E+01
Chrome	1.00E-02	1.00E-02	7.00E-03	7.00E-03	5.20E+01	5.00E+01
Cobalt	2.42E-04	0.00E+00	1.69E-04	0.00E+00	4.48E+00	0.00E+00
Cuivre	7.66E-04	0.00E+00	5.36E-04	0.00E+00	1.42E+01	0.00E+00
Manganèse	2.00E-02	2.00E-02	1.40E-02	1.40E-02	1.74E+02	1.00E+02
Mercuré	2.00E-03	2.00E-03	2.39E-03	2.39E-03	8.98E-02	1.54E-02
Nickel	8.32E-04	0.00E+00	5.82E-04	0.00E+00	1.54E+01	0.00E+00
Plomb	2.50E-02	2.50E-02	1.75E-02	1.75E-02	1.44E+02	1.25E+02
Sélénium	2.40E-04	0.00E+00	1.68E-04	0.00E+00	4.44E+00	0.00E+00
Thallium	5.00E-02	5.00E-02	3.50E-02	3.50E-02	1.75E+02	2.50E+02
Titane	8.20E-06	0.00E+00	5.74E-06	0.00E+00	1.52E-01	0.00E+00
Vanadium	1.00E-02	1.00E-02	7.00E-03	7.00E-03	5.63E+01	5.00E+01
Zinc	1.65E-03	0.00E+00	1.16E-03	0.00E+00	3.06E+01	0.00E+00

a Pour Sb, Ag, As, Ba, Cd, Cr, Mn, Hg, Pb, Ti et V: valeurs recommandées par le MDDELCC. Par défaut (cas de Be, Co, Cu, Ni, Se, Ti et Zn) concentrations estimées à partir des concentrations bruit de fond dans les sols.

ANNEXE J



Détails des doses d'exposition chronique estimées (métaux)

Détail des doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition bruit de fond estimées par modélisation du transfert multimédia

Nourrissons (0-6 mois)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation			
Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine	9.8E-06	1.6E-06	3.7E-05	5.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	8.6E-09	0.0E+00	1.3E-06	7.2E-07	3.7E-07	8.2E-08	2.2E-06	2.4E-06
Argent	2.4E-07	5.5E-06	2.8E-05	3.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-10	0.0E+00	9.6E-07	5.2E-07	2.6E-07	5.8E-08	1.6E-06	1.7E-06
Arsenic	2.4E-05	3.7E-05	2.2E-05	1.5E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-08	0.0E+00	3.0E-06	8.2E-07	1.0E-07	2.3E-08	6.4E-07	7.0E-07
Baryum	4.4E-04	1.2E-04	1.7E-04	1.9E-04	0.0E+00	0.0E+00	3.9E-07	0.0E+00	5.8E-06	2.6E-06	1.3E-06	2.9E-07	8.0E-06	8.7E-06
Béryllium	3.9E-06	1.4E-06	5.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.4E-09	0.0E+00	1.8E-08	0.0E+00	1.0E-09	0.0E+00	6.2E-09	0.0E+00
Cadmium	2.4E-06	2.2E-06	1.6E-05	2.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-09	0.0E+00	5.6E-08	3.1E-08	1.6E-07	3.5E-08	9.6E-07	1.0E-06
Chrome III	2.0E-04	8.4E-05	7.8E-05	7.5E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.7E-07	0.0E+00	2.7E-06	1.0E-06	5.2E-07	1.2E-07	3.2E-06	3.5E-06
Cobalt	1.2E-04	1.8E-05	6.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-07	0.0E+00	2.3E-07	0.0E+00	1.3E-08	0.0E+00	7.7E-08	0.0E+00
Cuivre	1.8E-02	5.7E-05	2.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.5E-05	0.0E+00	7.3E-07	0.0E+00	4.0E-08	0.0E+00	2.4E-07	0.0E+00
Manganèse	9.7E-03	5.1E-04	2.6E-04	1.5E-04	0.0E+00	0.0E+00	8.5E-06	0.0E+00	8.9E-06	2.1E-06	1.0E-06	2.3E-07	6.4E-06	7.0E-06
Mercur	4.9E-07	3.9E-07	1.3E-07	2.3E-08	2.8E-11	1.2E-12	4.3E-10	0.0E+00	4.6E-09	3.2E-10	1.0E-07	2.3E-08	1.1E-06	1.2E-06
Nickel	1.3E-02	6.2E-05	2.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-06	0.0E+00	3.2E-06	0.0E+00	4.4E-08	0.0E+00	2.7E-07	0.0E+00
Plomb	4.9E-05	2.8E-04	2.1E-04	1.9E-04	0.0E+00	0.0E+00	1.7E-10	0.0E+00	7.4E-06	2.6E-06	1.3E-06	2.9E-07	8.0E-06	8.7E-06
Sélénium	2.9E-05	1.8E-05	6.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.6E-08	0.0E+00	2.3E-07	0.0E+00	1.3E-08	0.0E+00	7.7E-08	0.0E+00
Thallium	8.7E-05	1.1E-06	2.6E-04	3.7E-04	0.0E+00	0.0E+00	7.6E-08	0.0E+00	9.0E-06	5.2E-06	2.6E-06	5.8E-07	1.6E-05	1.7E-05
Titane	2.1E-04	6.1E-07	2.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.8E-07	0.0E+00	7.8E-09	0.0E+00	4.3E-10	0.0E+00	2.6E-09	0.0E+00
Vanadium	4.2E-04	1.1E-04	8.4E-05	7.5E-05	0.0E+00	0.0E+00	3.7E-07	0.0E+00	2.9E-06	1.0E-06	5.2E-07	1.2E-07	3.2E-06	3.5E-06
Zinc	3.3E-03	1.2E-04	4.6E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.8E-06	0.0E+00	1.6E-06	0.0E+00	8.7E-08	0.0E+00	5.3E-07	0.0E+00

Tout-petits (0,5-4 ans)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation			
Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine	6.1E-06	3.1E-06	7.1E-05	1.0E-04	0.0E+00	0.0E+00	6.5E-09	2.1E-07	9.6E-07	5.4E-07	4.4E-07	9.7E-08	2.0E-06	2.2E-06
Argent	1.5E-07	1.1E-05	5.3E-05	7.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	9.7E-11	7.2E-07	7.2E-07	3.9E-07	3.1E-07	6.9E-08	1.4E-06	1.6E-06
Arsenic	1.5E-05	7.0E-05	4.1E-05	2.9E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-08	1.9E-05	2.2E-06	6.2E-07	1.2E-07	2.8E-08	5.6E-07	6.3E-07
Baryum	2.7E-04	2.3E-04	3.2E-04	3.6E-04	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-07	1.6E-05	4.3E-06	1.9E-06	1.6E-06	3.5E-07	7.0E-06	7.8E-06
Béryllium	2.4E-06	2.8E-06	1.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.6E-09	1.9E-07	1.4E-08	0.0E+00	1.2E-09	0.0E+00	5.4E-09	0.0E+00
Cadmium	1.5E-06	4.3E-06	3.1E-05	4.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-09	2.9E-08	4.2E-08	2.3E-08	1.9E-07	4.2E-08	8.4E-07	9.4E-07
Chrome III	1.2E-04	1.6E-04	1.5E-04	1.4E-04	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-07	1.1E-05	2.0E-06	7.7E-07	6.2E-07	1.4E-07	2.8E-06	3.1E-06
Cobalt	7.3E-05	3.5E-05	1.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.7E-08	2.3E-06	1.7E-07	0.0E+00	1.5E-08	0.0E+00	6.8E-08	0.0E+00
Cuivre	1.1E-02	1.1E-04	4.0E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-05	7.4E-06	5.5E-07	0.0E+00	4.8E-08	0.0E+00	2.1E-07	0.0E+00
Manganèse	6.0E-03	9.8E-04	4.9E-04	2.9E-04	0.0E+00	0.0E+00	6.4E-06	6.7E-05	6.7E-06	1.5E-06	1.2E-06	2.8E-07	5.6E-06	6.3E-06
Mercur	3.1E-07	7.4E-07	2.6E-07	4.4E-08	2.1E-11	8.4E-13	3.2E-10	5.0E-08	3.5E-09	2.4E-10	1.2E-07	2.8E-08	9.6E-07	1.1E-06
Nickel	7.9E-03	1.2E-04	4.4E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	8.4E-07	3.2E-05	2.4E-06	0.0E+00	5.2E-08	0.0E+00	2.3E-07	0.0E+00
Plomb	3.1E-05	5.3E-04	4.1E-04	3.6E-04	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-10	3.6E-05	5.6E-06	1.9E-06	1.6E-06	3.5E-07	7.0E-06	7.8E-06
Sélénium	1.8E-05	3.4E-05	1.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.9E-08	2.3E-06	1.7E-07	0.0E+00	1.5E-08	0.0E+00	6.7E-08	0.0E+00
Thallium	5.4E-05	2.2E-06	5.0E-04	7.1E-04	0.0E+00	0.0E+00	5.7E-08	1.5E-07	6.8E-06	3.9E-06	3.1E-06	6.9E-07	1.4E-05	1.6E-05
Titane	1.3E-04	1.2E-06	4.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.4E-07	7.9E-08	5.9E-09	0.0E+00	5.1E-10	0.0E+00	2.3E-09	0.0E+00
Vanadium	2.6E-04	2.0E-04	1.6E-04	1.4E-04	0.0E+00	0.0E+00	2.8E-07	1.4E-05	2.2E-06	7.7E-07	6.2E-07	1.4E-07	2.8E-06	3.1E-06
Zinc	2.1E-03	2.4E-04	8.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-06	1.6E-05	1.2E-06	0.0E+00	1.0E-07	0.0E+00	4.6E-07	0.0E+00

Enfants (5-11 ans)

Voie d'exposition		Ingestion				Contact cutané						Inhalation			
Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur		
Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver	
Antimoine	3.9E-06	6.3E-07	1.4E-05	2.0E-05	0.0E+00	0.0E+00	5.4E-09	1.8E-07	8.0E-07	4.5E-07	3.6E-07	8.0E-08	1.6E-06	1.8E-06	
Argent	9.9E-08	2.1E-06	1.1E-05	1.4E-05	0.0E+00	0.0E+00	8.1E-11	6.0E-07	6.0E-07	3.2E-07	2.6E-07	5.7E-08	1.2E-06	1.3E-06	
Arsenic	9.9E-06	1.4E-05	8.3E-06	5.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.4E-08	1.6E-05	1.9E-06	5.2E-07	1.0E-07	2.3E-08	4.6E-07	5.2E-07	
Baryum	1.8E-04	4.7E-05	6.4E-05	7.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.4E-07	1.3E-05	3.6E-06	1.6E-06	1.3E-06	2.9E-07	5.8E-06	6.5E-06	
Béryllium	1.6E-06	5.6E-07	2.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.2E-09	1.6E-07	1.2E-08	0.0E+00	1.0E-09	0.0E+00	4.5E-09	0.0E+00	
Bromure, ion	0.0E+00	2.9E-07	8.6E-08	0.0E+00	1.1E-13	0.0E+00	0.0E+00	8.1E-08	4.9E-09	0.0E+00	5.2E-10	0.0E+00	3.3E-09	0.0E+00	
Cadmium	9.9E-07	8.6E-07	6.3E-06	8.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.4E-09	2.4E-08	3.5E-08	1.9E-08	1.5E-07	3.4E-08	7.0E-07	7.8E-07	
Chrome III	7.9E-05	3.3E-05	3.0E-05	2.9E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-07	9.2E-06	1.7E-06	6.5E-07	5.2E-07	1.1E-07	2.3E-06	2.6E-06	
Cobalt	4.7E-05	7.0E-06	2.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	6.5E-08	2.0E-06	1.5E-07	0.0E+00	1.2E-08	0.0E+00	5.6E-08	0.0E+00	
Cuivre	7.1E-03	2.2E-05	8.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.7E-06	6.2E-06	4.6E-07	0.0E+00	3.9E-08	0.0E+00	1.8E-07	0.0E+00	
Manganèse	3.9E-03	2.0E-04	1.0E-04	5.8E-05	0.0E+00	0.0E+00	5.3E-06	5.6E-05	5.6E-06	1.3E-06	1.0E-06	2.3E-07	4.6E-06	5.2E-06	
Mercur	2.0E-07	1.5E-07	5.2E-08	8.9E-09	1.7E-11	7.0E-13	2.7E-10	4.2E-08	2.9E-09	2.0E-10	1.0E-07	2.3E-08	7.9E-07	8.9E-07	
Nickel	5.1E-03	2.4E-05	8.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.0E-07	2.7E-05	2.0E-06	0.0E+00	4.3E-08	0.0E+00	1.9E-07	0.0E+00	
Plomb	2.0E-05	1.1E-04	8.3E-05	7.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-10	3.0E-05	4.7E-06	1.6E-06	1.3E-06	2.9E-07	5.8E-06	6.5E-06	
Sélénium	1.2E-05	6.9E-06	2.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-08	1.9E-06	1.4E-07	0.0E+00	1.2E-08	0.0E+00	5.6E-08	0.0E+00	
Thallium	3.5E-05	4.4E-07	1.0E-04	1.4E-04	0.0E+00	0.0E+00	4.8E-08	1.2E-07	5.7E-06	3.2E-06	2.6E-06	5.7E-07	1.2E-05	1.3E-05	
Titane	8.3E-05	2.4E-07	8.7E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-07	6.6E-08	4.9E-09	0.0E+00	4.2E-10	0.0E+00	1.9E-09	0.0E+00	
Vanadium	1.7E-04	4.1E-05	3.2E-05	2.9E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.3E-07	1.2E-05	1.8E-06	6.5E-07	5.2E-07	1.1E-07	2.3E-06	2.6E-06	
Zinc	1.3E-03	4.8E-05	1.8E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-06	1.3E-05	9.9E-07	0.0E+00	8.5E-08	0.0E+00	3.8E-07	0.0E+00	

Adolescents (12-19 ans)

Voie d'exposition	Ingestion				Contact cutané						Inhalation			
Milieu d'exposition	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine	2.5E-06	1.8E-07	4.1E-06	5.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	4.4E-09	5.1E-08	6.6E-07	3.7E-07	3.4E-07	5.0E-08	1.2E-06	1.4E-06
Argent	6.3E-08	6.1E-07	3.1E-06	4.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	6.6E-11	1.7E-07	4.9E-07	2.6E-07	2.4E-07	3.6E-08	8.7E-07	1.0E-06
Arsenic	6.3E-06	4.1E-06	2.4E-06	1.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-08	4.6E-06	1.5E-06	4.2E-07	9.6E-08	1.4E-08	3.5E-07	4.1E-07
Baryum	1.1E-04	1.3E-05	1.8E-05	2.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.0E-07	3.8E-06	3.0E-06	1.3E-06	1.2E-06	1.8E-07	4.4E-06	5.1E-06
Béryllium	1.0E-06	1.6E-07	5.9E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.8E-09	4.5E-08	9.5E-09	0.0E+00	9.3E-10	0.0E+00	3.4E-09	0.0E+00
Cadmium	6.3E-07	2.5E-07	1.8E-06	2.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-09	6.9E-09	2.9E-08	1.6E-08	1.4E-07	2.2E-08	5.2E-07	6.1E-07
Chrome III	5.0E-05	9.3E-06	8.6E-06	8.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	8.8E-08	2.6E-06	1.4E-06	5.3E-07	4.8E-07	7.2E-08	1.7E-06	2.0E-06
Cobalt	3.0E-05	2.0E-06	7.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.3E-08	5.6E-07	1.2E-07	0.0E+00	1.2E-08	0.0E+00	4.2E-08	0.0E+00
Cuivre	4.5E-03	6.3E-06	2.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.9E-06	1.8E-06	3.8E-07	0.0E+00	3.7E-08	0.0E+00	1.3E-07	0.0E+00
Manganèse	2.5E-03	5.7E-05	2.9E-05	1.6E-05	0.0E+00	0.0E+00	4.4E-06	1.6E-05	4.6E-06	1.1E-06	9.6E-07	1.4E-07	3.5E-06	4.1E-06
Mercur	1.3E-07	4.3E-08	1.5E-08	2.5E-09	1.4E-11	5.8E-13	2.2E-10	1.2E-08	2.4E-09	1.6E-10	9.6E-08	1.4E-08	6.0E-07	6.9E-07
Nickel	3.3E-03	6.8E-06	2.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.7E-07	7.7E-06	1.6E-06	0.0E+00	4.0E-08	0.0E+00	1.5E-07	0.0E+00
Plomb	1.3E-05	3.1E-05	2.4E-05	2.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	8.8E-11	8.7E-06	3.8E-06	1.3E-06	1.2E-06	1.8E-07	4.4E-06	5.1E-06
Sélénium	7.5E-06	2.0E-06	7.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-08	5.6E-07	1.2E-07	0.0E+00	1.2E-08	0.0E+00	4.2E-08	0.0E+00
Thallium	2.2E-05	1.3E-07	2.9E-05	4.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	3.9E-08	3.6E-08	4.6E-06	2.6E-06	2.4E-06	3.6E-07	8.7E-06	1.0E-05
Titane	5.3E-05	6.7E-08	2.5E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.3E-08	1.9E-08	4.0E-09	0.0E+00	3.9E-10	0.0E+00	1.4E-09	0.0E+00
Vanadium	1.1E-04	1.2E-05	9.3E-06	8.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.9E-07	3.3E-06	1.5E-06	5.3E-07	4.8E-07	7.2E-08	1.7E-06	2.0E-06
Zinc	8.5E-04	1.4E-05	5.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.0E-07	3.8E-06	8.1E-07	0.0E+00	7.9E-08	0.0E+00	2.9E-07	0.0E+00

Adultes (20 ans et +)

Voie d'exposition		Ingestion				Contact cutané								Inhalation			
Milieu d'exposition	Période	Eau	Sol	Poussières		Air		Eau	Sol	Poussières		Air ambiant		Air intérieur		été	hiver
		annuelle	été	été	hiver	été	hiver	annuelle	été	été	hiver	été	hiver	été	hiver		
Antimoine		2.6E-06	1.5E-07	3.3E-06	4.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	4.1E-09	4.8E-08	6.2E-07	3.5E-07	1.6E-07	3.6E-08	9.8E-07	1.1E-06		
Argent		6.4E-08	4.9E-07	2.5E-06	3.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	6.2E-11	1.6E-07	4.6E-07	2.5E-07	1.1E-07	2.6E-08	7.0E-07	7.6E-07		
Arsenic		6.4E-06	3.3E-06	1.9E-06	1.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-08	4.3E-06	1.4E-06	4.0E-07	4.6E-08	1.0E-08	2.8E-07	3.1E-07		
Baryum		1.1E-04	1.1E-05	1.5E-05	1.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.9E-07	3.5E-06	2.8E-06	1.2E-06	5.7E-07	1.3E-07	3.5E-06	3.8E-06		
Béryllium		1.0E-06	1.3E-07	4.8E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.7E-09	4.2E-08	8.9E-09	0.0E+00	4.5E-10	0.0E+00	2.7E-09	0.0E+00		
Cadmium		6.4E-07	2.0E-07	1.5E-06	2.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-09	6.5E-09	2.7E-08	1.5E-08	6.9E-08	1.5E-08	4.2E-07	4.6E-07		
Chrome III		5.1E-05	7.6E-06	6.9E-06	6.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	8.3E-08	2.5E-06	1.3E-06	5.0E-07	2.3E-07	5.1E-08	1.4E-06	1.5E-06		
Cobalt		3.1E-05	1.6E-06	6.0E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.0E-08	5.3E-07	1.1E-07	0.0E+00	5.6E-09	0.0E+00	3.4E-08	0.0E+00		
Cuivre		4.6E-03	5.1E-06	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.4E-06	1.7E-06	3.5E-07	0.0E+00	1.8E-08	0.0E+00	1.1E-07	0.0E+00		
Manganèse		2.5E-03	4.6E-05	2.3E-05	1.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	4.1E-06	1.5E-05	4.3E-06	9.9E-07	4.6E-07	1.0E-07	2.8E-06	3.1E-06		
Mercur		1.3E-07	3.5E-08	1.2E-08	2.1E-09	1.3E-11	5.4E-13	2.1E-10	1.1E-08	2.2E-09	1.5E-10	4.6E-08	1.0E-08	4.8E-07	5.2E-07		
Nickel		3.3E-03	5.6E-06	2.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.4E-07	7.2E-06	1.5E-06	0.0E+00	1.9E-08	0.0E+00	1.2E-07	0.0E+00		
Plomb		1.3E-05	2.5E-05	1.9E-05	1.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	8.3E-11	8.1E-06	3.6E-06	1.2E-06	5.7E-07	1.3E-07	3.5E-06	3.8E-06		
Sélénium		7.7E-06	1.6E-06	5.9E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-08	5.2E-07	1.1E-07	0.0E+00	5.5E-09	0.0E+00	3.4E-08	0.0E+00		
Thallium		2.3E-05	1.0E-07	2.3E-05	3.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	3.7E-08	3.3E-08	4.4E-06	2.5E-06	1.1E-06	2.6E-07	7.0E-06	7.6E-06		
Titane		5.4E-05	5.5E-08	2.0E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	8.7E-08	1.8E-08	3.8E-09	0.0E+00	1.9E-10	0.0E+00	1.1E-09	0.0E+00		
Vanadium		1.1E-04	9.5E-06	7.5E-06	6.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.8E-07	3.1E-06	1.4E-06	5.0E-07	2.3E-07	5.1E-08	1.4E-06	1.5E-06		
Zinc		8.7E-04	1.1E-05	4.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	8.4E-07	3.6E-06	7.6E-07	0.0E+00	3.8E-08	0.0E+00	2.3E-07	0.0E+00		

Détail des doses (mg/kg-pc par jour) d'exposition additionnelles estimées

Nourrissons (0-6 mois)

Voie d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
Milieu d'exposition	Poussières		Fruits	Légumes	Lait	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	été	hiver	annuelle	annuelle	maternel	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine	2.0E-06	2.8E-06	1.4E-07	1.4E-07	3.8E-10	0.0E+00	0.0E+00	6.8E-08	3.9E-08	5.7E-09	1.3E-09	3.5E-08	3.8E-08
Argent	4.7E-07	6.7E-07	3.4E-08	3.3E-08	2.2E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-08	9.3E-09	1.4E-09	3.1E-10	8.4E-09	9.1E-09
Arsenic	1.9E-06	2.7E-06	1.3E-07	1.3E-07	4.1E-10	0.0E+00	0.0E+00	2.6E-07	1.5E-07	5.4E-09	1.2E-09	3.3E-08	3.6E-08
Baryum	1.9E-04	2.8E-04	1.4E-05	1.4E-05	1.8E-07	0.0E+00	0.0E+00	6.7E-06	3.8E-06	5.6E-07	1.2E-07	3.4E-06	3.7E-06
Béryllium	1.8E-07	2.6E-07	1.3E-08	1.3E-08	6.9E-13	0.0E+00	0.0E+00	6.3E-09	3.6E-09	5.3E-10	1.2E-10	3.2E-09	3.5E-09
Cadmium	1.8E-07	2.5E-07	1.3E-08	1.2E-08	3.2E-10	0.0E+00	0.0E+00	6.1E-10	3.5E-10	5.1E-10	1.1E-10	3.1E-09	3.4E-09
Chrome III	2.5E-04	3.5E-04	1.8E-05	1.7E-05	9.4E-07	0.0E+00	0.0E+00	8.6E-06	4.9E-06	7.1E-07	1.6E-07	4.3E-06	4.7E-06
Cobalt	2.1E-05	3.1E-05	1.5E-06	1.5E-06	8.1E-08	0.0E+00	0.0E+00	7.4E-07	4.2E-07	6.1E-08	1.4E-08	3.7E-07	4.1E-07
Cuivre	3.5E-05	5.0E-05	2.5E-06	2.5E-06	1.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-06	6.9E-07	1.0E-07	2.3E-08	6.2E-07	6.8E-07
Manganèse	3.3E-04	4.7E-04	2.3E-05	2.3E-05	1.9E-07	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-05	6.4E-06	9.4E-07	2.1E-07	5.8E-06	6.3E-06
Mercur	1.7E-11	2.2E-11	1.0E-09	1.0E-09	6.5E-12	2.7E-14	1.1E-15	5.8E-13	3.0E-13	3.5E-11	7.7E-12	3.0E-10	3.3E-10
Nickel	1.2E-04	1.8E-04	8.9E-06	8.7E-06	5.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.7E-05	9.8E-06	3.6E-07	7.9E-08	2.2E-06	2.4E-06
Plomb	1.2E-05	1.7E-05	8.7E-07	8.5E-07	6.9E-09	0.0E+00	0.0E+00	4.2E-07	2.4E-07	3.5E-08	7.8E-09	2.1E-07	2.3E-07
Sélénium	6.1E-07	8.7E-07	4.3E-08	4.2E-08	1.1E-08	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-08	1.2E-08	1.7E-09	3.9E-10	1.1E-08	1.2E-08
Thallium	2.7E-07	3.9E-07	2.0E-08	1.9E-08	1.5E-09	0.0E+00	0.0E+00	9.4E-09	5.4E-09	7.9E-10	1.7E-10	4.8E-09	5.2E-09
Titane	1.2E-03	1.7E-03	8.3E-05	8.1E-05	2.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	4.0E-05	2.3E-05	3.3E-06	7.4E-07	2.0E-05	2.2E-05
Vanadium	5.1E-05	7.3E-05	3.7E-06	3.6E-06	1.9E-09	0.0E+00	0.0E+00	1.8E-06	1.0E-06	1.5E-07	3.3E-08	9.0E-07	9.8E-07
Zinc	5.1E-05	7.3E-05	3.6E-06	3.6E-06	9.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	1.8E-06	1.0E-06	1.5E-07	3.3E-08	8.9E-07	9.7E-07

Tout-petits (0,5-4 ans)

Voie d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
Milieu d'exposition	Poussières		Fruits	Légumes	Lait	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
Période	été	hiver	annuelle	annuelle	maternel	été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine	3.8E-06	5.4E-06	5.3E-07	1.8E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.2E-08	2.9E-08	6.7E-09	1.5E-09	3.0E-08	3.4E-08
Argent	9.0E-07	1.3E-06	1.3E-07	4.2E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.2E-08	7.0E-09	1.6E-09	3.6E-10	7.3E-09	8.2E-09
Arsenic	3.6E-06	5.1E-06	5.1E-07	1.7E-07	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	2.0E-07	1.1E-07	6.4E-09	1.4E-09	2.9E-08	3.2E-08
Baryum	3.7E-04	5.3E-04	5.2E-05	1.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.0E-06	2.9E-06	6.6E-07	1.5E-07	3.0E-06	3.3E-06
Béryllium	3.5E-07	5.0E-07	4.9E-08	1.6E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.7E-09	2.7E-09	6.3E-10	1.4E-10	2.8E-09	3.2E-09
Cadmium	3.4E-07	4.8E-07	4.8E-08	1.6E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	4.6E-10	2.6E-10	6.1E-10	1.4E-10	2.7E-09	3.1E-09
Chrome III	4.7E-04	6.8E-04	6.7E-05	2.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	6.4E-06	3.7E-06	8.5E-07	1.9E-07	3.8E-06	4.3E-06
Cobalt	4.1E-05	5.8E-05	5.8E-06	1.9E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	5.6E-07	3.2E-07	7.3E-08	1.6E-08	3.3E-07	3.7E-07
Cuivre	6.7E-05	9.6E-05	9.5E-06	3.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	9.1E-07	5.2E-07	1.2E-07	2.7E-08	5.4E-07	6.1E-07
Manganèse	6.2E-04	8.9E-04	8.8E-05	2.9E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	8.5E-06	4.8E-06	1.1E-06	2.5E-07	5.0E-06	5.6E-06
Mercur	3.2E-11	4.2E-11	3.8E-09	1.3E-09	0.0E+00	2.0E-14	8.0E-16	4.3E-13	2.3E-13	4.1E-11	9.2E-12	2.6E-10	3.0E-10
Nickel	2.4E-04	3.4E-04	3.3E-05	1.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-05	7.4E-06	4.2E-07	9.4E-08	1.9E-06	2.1E-06
Plomb	2.3E-05	3.3E-05	3.3E-06	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.1E-07	1.8E-07	4.1E-08	9.2E-09	1.9E-07	2.1E-07
Sélénium	1.2E-06	1.7E-06	1.6E-07	5.5E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-08	9.0E-09	2.1E-09	4.6E-10	9.3E-09	1.0E-08
Thallium	5.2E-07	7.4E-07	7.3E-08	2.4E-08	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	7.1E-09	4.0E-09	9.3E-10	2.1E-10	4.2E-09	4.7E-09
Titane	2.2E-03	3.2E-03	3.1E-04	1.0E-04	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	3.0E-05	1.7E-05	4.0E-06	8.8E-07	1.8E-05	2.0E-05
Vanadium	9.8E-05	1.4E-04	1.4E-05	4.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-06	7.6E-07	1.7E-07	3.9E-08	7.9E-07	8.8E-07
Zinc	9.7E-05	1.4E-04	1.4E-05	4.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-06	7.5E-07	1.7E-07	3.9E-08	7.8E-07	8.8E-07

Enfants (5-11 ans)

Voie d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
	Période	été				été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine		7.7E-07	1.1E-06	2.9E-07	1.7E-07	0.0E+00	0.0E+00	4.3E-08	2.5E-08	5.6E-09	1.2E-09	2.5E-08	2.8E-08
Argent		1.8E-07	2.6E-07	7.0E-08	4.0E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-08	5.9E-09	1.4E-09	3.0E-10	6.1E-09	6.8E-09
Arsenic		7.3E-07	1.0E-06	2.8E-07	1.6E-07	0.0E+00	0.0E+00	1.6E-07	9.3E-08	5.3E-09	1.2E-09	2.4E-08	2.7E-08
Baryum		7.5E-05	1.1E-04	2.9E-05	1.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	4.2E-06	2.4E-06	5.5E-07	1.2E-07	2.5E-06	2.8E-06
Béryllium		7.0E-08	1.0E-07	2.7E-08	1.6E-08	0.0E+00	0.0E+00	4.0E-09	2.3E-09	5.2E-10	1.2E-10	2.3E-09	2.6E-09
Cadmium		6.8E-08	9.8E-08	2.6E-08	1.5E-08	0.0E+00	0.0E+00	3.8E-10	2.2E-10	5.0E-10	1.1E-10	2.3E-09	2.5E-09
Chrome III		9.6E-05	1.4E-04	3.7E-05	2.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	5.4E-06	3.1E-06	7.0E-07	1.6E-07	3.2E-06	3.5E-06
Cobalt		8.3E-06	1.2E-05	3.2E-06	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	4.6E-07	2.7E-07	6.0E-08	1.3E-08	2.7E-07	3.0E-07
Cuivre		1.4E-05	1.9E-05	5.2E-06	3.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	7.6E-07	4.4E-07	1.0E-07	2.2E-08	4.5E-07	5.0E-07
Manganèse		1.3E-04	1.8E-04	4.8E-05	2.8E-05	0.0E+00	0.0E+00	7.1E-06	4.1E-06	9.3E-07	2.1E-07	4.2E-06	4.7E-06
Mercure		6.4E-12	8.4E-12	2.1E-09	1.2E-09	1.7E-14	6.7E-16	3.6E-13	1.9E-13	3.4E-11	7.6E-12	2.2E-10	2.5E-10
Nickel		4.8E-05	6.9E-05	1.8E-05	1.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-05	6.2E-06	3.5E-07	7.8E-08	1.6E-06	1.8E-06
Plomb		4.7E-06	6.7E-06	1.8E-06	1.0E-06	0.0E+00	0.0E+00	2.6E-07	1.5E-07	3.4E-08	7.7E-09	1.5E-07	1.7E-07
Sélénium		2.3E-07	3.3E-07	9.0E-08	5.2E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-08	7.5E-09	1.7E-09	3.8E-10	7.7E-09	8.7E-09
Thallium		1.0E-07	1.5E-07	4.0E-08	2.3E-08	0.0E+00	0.0E+00	5.9E-09	3.4E-09	7.7E-10	1.7E-10	3.5E-09	3.9E-09
Titane		4.5E-04	6.4E-04	1.7E-04	9.9E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.5E-05	1.4E-05	3.3E-06	7.3E-07	1.5E-05	1.7E-05
Vanadium		2.0E-05	2.8E-05	7.6E-06	4.4E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-06	6.3E-07	1.4E-07	3.2E-08	6.5E-07	7.3E-07
Zinc		2.0E-05	2.8E-05	7.5E-06	4.3E-06	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-06	6.3E-07	1.4E-07	3.2E-08	6.5E-07	7.3E-07

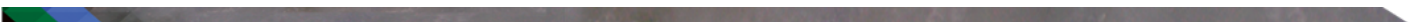
Adolescents (12-19 ans)

Voie d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
	Période	été				été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine		2.2E-07	3.1E-07	1.5E-07	9.9E-08	0.0E+00	0.0E+00	3.5E-08	2.0E-08	5.2E-09	7.8E-10	1.9E-08	2.2E-08
Argent		5.2E-08	7.4E-08	3.5E-08	2.4E-08	0.0E+00	0.0E+00	8.4E-09	4.8E-09	1.3E-09	1.9E-10	4.6E-09	5.3E-09
Arsenic		2.1E-07	3.0E-07	1.4E-07	9.4E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-07	7.6E-08	4.9E-09	7.4E-10	1.8E-08	2.1E-08
Baryum		2.1E-05	3.1E-05	1.5E-05	9.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	3.4E-06	2.0E-06	5.1E-07	7.6E-08	1.8E-06	2.2E-06
Béryllium		2.0E-08	2.9E-08	1.4E-08	9.1E-09	0.0E+00	0.0E+00	3.2E-09	1.8E-09	4.8E-10	7.2E-11	1.8E-09	2.0E-09
Cadmium		2.0E-08	2.8E-08	1.3E-08	8.9E-09	0.0E+00	0.0E+00	3.1E-10	1.8E-10	4.7E-10	7.0E-11	1.7E-09	2.0E-09
Chrome III		2.7E-05	3.9E-05	1.9E-05	1.2E-05	0.0E+00	0.0E+00	4.4E-06	2.5E-06	6.5E-07	9.8E-08	2.4E-06	2.8E-06
Cobalt		2.4E-06	3.4E-06	1.6E-06	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	3.8E-07	2.2E-07	5.6E-08	8.4E-09	2.0E-07	2.4E-07
Cuivre		3.9E-06	5.5E-06	2.6E-06	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	6.2E-07	3.6E-07	9.3E-08	1.4E-08	3.4E-07	3.9E-07
Manganèse		3.6E-05	5.2E-05	2.5E-05	1.6E-05	0.0E+00	0.0E+00	5.8E-06	3.3E-06	8.6E-07	1.3E-07	3.1E-06	3.7E-06
Mercure		1.8E-12	2.4E-12	1.1E-09	7.1E-10	1.4E-14	5.5E-16	3.0E-13	1.5E-13	3.2E-11	4.7E-12	1.6E-10	1.9E-10
Nickel		1.4E-05	2.0E-05	9.3E-06	6.2E-06	0.0E+00	0.0E+00	8.8E-06	5.0E-06	3.3E-07	4.9E-08	1.2E-06	1.4E-06
Plomb		1.3E-06	1.9E-06	9.1E-07	6.1E-07	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-07	1.2E-07	3.2E-08	4.8E-09	1.2E-07	1.4E-07
Sélénium		6.7E-08	9.6E-08	4.6E-08	3.0E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.1E-08	6.1E-09	1.6E-09	2.4E-10	5.8E-09	6.8E-09
Thallium		3.0E-08	4.3E-08	2.0E-08	1.4E-08	0.0E+00	0.0E+00	4.8E-09	2.8E-09	7.2E-10	1.1E-10	2.6E-09	3.0E-09
Titane		1.3E-04	1.8E-04	8.7E-05	5.8E-05	0.0E+00	0.0E+00	2.1E-05	1.2E-05	3.1E-06	4.6E-07	1.1E-05	1.3E-05
Vanadium		5.6E-06	8.1E-06	3.8E-06	2.6E-06	0.0E+00	0.0E+00	9.1E-07	5.2E-07	1.3E-07	2.0E-08	4.9E-07	5.7E-07
Zinc		5.6E-06	8.0E-06	3.8E-06	2.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	9.0E-07	5.2E-07	1.3E-07	2.0E-08	4.9E-07	5.7E-07

Adultes (20 ans et +)

Voie d'exposition	Ingestion					Contact cutané				Inhalation			
	Poussières		Fruits	Légumes	Lait	Air		Poussières		Air ambiant		Air intérieur	
	Période	été	hiver			été	hiver	été	hiver	été	hiver	été	hiver
Antimoine		1.8E-07	2.5E-07	1.0E-07	1.0E-07	0.0E+00	0.0E+00	3.3E-08	1.9E-08	2.5E-09	5.5E-10	1.5E-08	1.6E-08
Argent		4.2E-08	6.0E-08	2.4E-08	2.5E-08	0.0E+00	0.0E+00	7.8E-09	4.5E-09	6.0E-10	1.3E-10	3.7E-09	4.0E-09
Arsenic		1.7E-07	2.4E-07	9.5E-08	9.8E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.3E-07	7.2E-08	2.4E-09	5.3E-10	1.4E-08	1.6E-08
Baryum		1.7E-05	2.5E-05	9.8E-06	1.0E-05	0.0E+00	0.0E+00	3.2E-06	1.8E-06	2.4E-07	5.4E-08	1.5E-06	1.6E-06
Béryllium		1.6E-08	2.3E-08	9.2E-09	9.5E-09	0.0E+00	0.0E+00	3.0E-09	1.7E-09	2.3E-10	5.2E-11	1.4E-09	1.5E-09
Cadmium		1.6E-08	2.3E-08	9.0E-09	9.3E-09	0.0E+00	0.0E+00	2.9E-10	1.7E-10	2.2E-10	5.0E-11	1.4E-09	1.5E-09
Chrome III		2.2E-05	3.2E-05	1.3E-05	1.3E-05	0.0E+00	0.0E+00	4.1E-06	2.4E-06	3.1E-07	7.0E-08	1.9E-06	2.1E-06
Cobalt		1.9E-06	2.7E-06	1.1E-06	1.1E-06	0.0E+00	0.0E+00	3.6E-07	2.0E-07	2.7E-08	6.0E-09	1.6E-07	1.8E-07
Cuivre		3.2E-06	4.5E-06	1.8E-06	1.8E-06	0.0E+00	0.0E+00	5.9E-07	3.3E-07	4.5E-08	9.9E-09	2.7E-07	3.0E-07
Manganèse		2.9E-05	4.2E-05	1.7E-05	1.7E-05	0.0E+00	0.0E+00	5.4E-06	3.1E-06	4.1E-07	9.2E-08	2.5E-06	2.7E-06
Mercur		1.5E-12	2.0E-12	7.2E-10	7.4E-10	0.0E+00	1.3E-14	5.2E-16	2.8E-13	1.5E-13	1.5E-11	3.4E-12	1.3E-10
Nickel		1.1E-05	1.6E-05	6.3E-06	6.5E-06	0.0E+00	0.0E+00	8.3E-06	4.7E-06	1.6E-07	3.5E-08	9.5E-07	1.0E-06
Plomb		1.1E-06	1.6E-06	6.1E-07	6.3E-07	0.0E+00	0.0E+00	2.0E-07	1.2E-07	1.5E-08	3.4E-09	9.3E-08	1.0E-07
Sélénium		5.4E-08	7.8E-08	3.1E-08	3.2E-08	0.0E+00	0.0E+00	1.0E-08	5.8E-09	7.7E-10	1.7E-10	4.7E-09	5.1E-09
Thallium		2.4E-08	3.5E-08	1.4E-08	1.4E-08	0.0E+00	0.0E+00	4.5E-09	2.6E-09	3.4E-10	7.7E-11	2.1E-09	2.3E-09
Titane		1.0E-04	1.5E-04	5.9E-05	6.1E-05	0.0E+00	0.0E+00	1.9E-05	1.1E-05	1.5E-06	3.3E-07	8.9E-06	9.7E-06
Vanadium		4.6E-06	6.6E-06	2.6E-06	2.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	8.5E-07	4.9E-07	6.4E-08	1.4E-08	3.9E-07	4.3E-07
Zinc		4.6E-06	6.5E-06	2.6E-06	2.7E-06	0.0E+00	0.0E+00	8.5E-07	4.8E-07	6.4E-08	1.4E-08	3.9E-07	4.3E-07

ANNEXE K



Estimation de l'exposition additionnelle moyenne sur la durée de vie (métaux)

1. ESTIMATION DE L'EXPOSITION ADDITIONNELLE MOYENNE À VIE

La démarche décrite à la section 5.3.3 du rapport est résumée au tableau suivant.

TABLEAU K-1
Estimation du niveau d'exposition additionnel moyen sur la durée de vie

Année d'exploitation complétée	Tranche d'âge du récepteur ^a	Groupe (i)	Durée de l'exposition (T _i , années)	Phase d'exploitation appliquée ^b
1 à 3	Nourrissons	1	0,5	Phase 1
	Tout-petits	2	2,5	
4 à 6	Tout-petits	3	2	Phase 2
	Enfants	4	1	
7 à 18	Enfants	5	6	Phase 3
	Adolescents	6	6	
Après cessation du projet	Adolescents	7	2	N/A
	Adultes	8	50	

^a Telle que définie par INPSQ (2012), soit 0 à <0,5 ans (nourrissons), 0,5 à <5 ans (tout-petits), 5 à <12 ans (enfants), 12 à <20 ans (adolescents), et > 20 ans (adultes)

^b Phase pour laquelle une concentration additionnelle dans l'air a été définie aux tableaux 14 et 15.

N/A Non applicable (une concentration additionnelle nulle a été retenue)

Des niveaux d'exposition spécifiques à chaque tranche d'âge et à l'évolution de l'exploitation de la mine ont été obtenus pour 8 groupes. Le niveau d'exposition moyen à vie a ensuite été calculé selon l'équation suivante en pondérant le niveau d'exposition du groupe (i) avec la durée d'exposition correspondante (T_i) :

$$\text{Exposition additionnelle moyenne à vie} = \frac{\sum_{i=1}^8 \text{Dose}_i \text{ ou Concentration}_i \times T_i}{\sum_{i=1}^8 T_i}$$

Où

- Exposition additionnelle moyenne à vie : Dose (mg/kg-pc par jour) ou concentration (µg/m³) additionnelle moyenne entre 0 et 70 ans;
- Dose_i ou concentration_i : Dose (annexe J) ou concentration (tableau 14) d'exposition additionnelle du groupe i (selon la phase d'exploitation correspondante indiquée au tableau K-1), sur une base annuelle;
- T_i : Nombre d'années d'exposition correspondant au groupe i (tableau K-1).

2. PRÉSENTATION SOMMAIRE DES ESTIMATIONS

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Arsenic

Doses d'exposition additionnelle par ingestion et contact cutané (à partir des PST)

Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour)	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		8.69E-07	1.88E-06		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			3.88E-06	1.08E-06	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				1.45E-06	5.92E-07

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		2.80E-05	2.82E-05		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			5.57E-05	5.57E-05	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				7.43E-05	7.50E-05

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Exposition moyenne estimée sur la durée de vie

Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané	mg/kg-pc par jour	3.75E-07
Concentration moyenne à vie	µg/m ³	1.64E-05

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Ingestion + cutané	1.5	(mg/kg-pc par jour) ⁻¹	5.62E-07
Inhalation	4.30E-03	(µg/m ³) ⁻¹	7.05E-08

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Béryllium

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		3.92E-06	3.94E-06		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			7.28E-06	7.28E-06	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				7.21E-06	7.29E-06

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Concentration moyenne à vie	µg/m ³	1.72E-06

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Inhalation	2.40E-03	(µg/m ³) ⁻¹	4.14E-09

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Cadmium

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		3.33E-06	3.35E-06		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			7.04E-06	7.04E-06	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				5.39E-06	5.45E-06

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Concentration moyenne à vie	µg/m ³	1.37E-06

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Inhalation	4.20E-03	(µg/m ³) ⁻¹	5.77E-09

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Nickel

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		9.24E-04	9.29E-04		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			1.84E-03	1.84E-03	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				4.91E-03	4.96E-03

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Concentration moyenne à vie	µg/m ³	9.6E-04

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Inhalation	1.30E-03	(µg/m ³) ⁻¹	1.25E-06

Estimation du risque additionnel de cancer _ Récepteur le plus exposé

Plomb

Doses d'exposition additionnelle par ingestion et contact cutané (à partir des PST)

Dose additionnelle par ingestion + contact cutané (mg/kg-pc par jour)	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		6.89E-06	1.58E-05		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			3.27E-05	8.71E-06	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				7.36E-06	2.80E-06

Concentrations d'exposition additionnelle estimées dans l'air (à partir des PM₁₀)

Concentration additionnelle (µg/m ³)*	Phase 1 (années 1 à 3 de l'exploitation)	0-0,5 an	0,5-4 ans		
		2.41E-04	2.43E-04		
	Phase 2 (années 4 à 6 de l'exploitation)		0,5-4 ans	5-11 ans	
			4.80E-04	4.80E-04	
	Phase 3 (années 7 à 18 de l'exploitation)			5-11 ans	12-19 ans
				4.05E-04	4.09E-04

* Tient compte du temps passé à l'extérieur et à l'intérieur, spécifique à chaque tranche d'âge

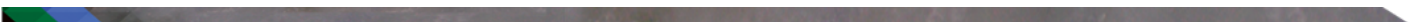
Concentration moyenne estimée sur la durée de vie

Dose moyenne à vie par ingestion + contact cutané	mg/kg-pc par jour	2.54E-06
Concentration moyenne à vie	µg/m ³	1.01E-04

Risque additionnel de cancer

	VTR	Unité de la VTR	Risque
Ingestion + cutané	8.50E-03	(mg/kg-pc par jour) ⁻¹	2.16E-08
Inhalation	1.20E-05	(µg/m ³) ⁻¹	1.21E-09

ANNEXE L



Indices de risque estimés pour l'exposition chronique aux métaux via plusieurs voies

Indices de risques estimés pour les voies d'exposition combinées

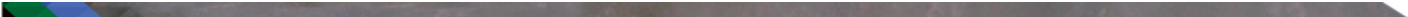
Indice de risque - Bruit de fond

Substance	Voies d'exposition	0-6 mois	0.5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans +
Antimoine	Ing+cut+inh	1.2E+00	1.2E+00	5.7E-01	3.0E-01	2.6E-01
Argent	Ing+cut	5.7E-01	4.4E-01	2.7E-01	1.5E-01	1.3E-01
Arsenic	Ing+cut+inh	7.0E+02	5.4E+02	3.3E+02	1.9E+02	1.6E+02
Baryum	Ing+cut	9.6E-02	1.1E-01	7.9E-02	4.3E-02	3.2E-02
Béryllium	Ing+cut	9.9E-03	7.5E-03	4.0E-03	2.3E-03	2.1E-03
Cadmium	Ing+cut	2.8E+00	5.6E+00	4.8E+00	2.8E+00	2.0E+00
Chrome III	Ing+cut	2.3E-04	7.4E-04	4.2E-04	2.6E-04	1.9E-04
(Cobalt)	Ing+cut	3.6E-02	3.1E-02	2.1E-02	1.3E-02	8.9E-03
Cuivre	Ing+cut+inh	8.7E-01	6.6E-01	4.3E-01	2.3E-01	1.9E-01
Manganèse	Ing+cut	6.2E-01	7.9E-01	7.1E-01	3.6E-01	3.7E-01
Mercur	Ing+cut	4.4E-01	4.6E-01	3.5E-01	2.2E-01	2.1E-01
Nickel	Ing+cut	2.4E+00	1.6E+00	1.0E+00	6.3E-01	5.8E-01
Plomb	Ing+cut	2.1E-01	2.8E-01	1.1E-01	5.3E-02	5.0E-02
Sélénium	Ing+cut+inh	1.1E+00	1.3E+00	1.0E+00	6.2E-01	4.7E-01
(Thallium)	Ing+cut+inh	5.0E+01	7.4E+01	2.1E+01	9.0E+00	8.0E+00
Titane	Ing+cut+inh	1.4E-02	1.1E-02	6.7E-03	3.8E-03	3.3E-03
(Vanadium)	Ing+cut	2.0E+00	1.6E+00	9.1E-01	5.2E-01	4.6E-01
Zinc	Ing+cut+inh	1.5E+00	1.1E+00	7.6E-01	4.3E-01	3.1E-01

Indice de risque - Additionnel

Substance	Voies d'exposition	0-6 mois	0.5-4 ans	5-11 ans	12-19 ans	20 ans +
Antimoine	Ing+cut+inh	1.4E-02	2.7E-02	7.3E-03	2.8E-03	2.3E-03
Argent	Ing+cut	1.4E-04	2.5E-04	6.8E-05	2.6E-05	2.1E-05
Arsenic	Ing+cut+inh	8.0E-01	1.5E+00	4.2E-01	1.8E-01	1.5E-01
Baryum	Ing+cut	1.3E-03	2.6E-03	7.0E-04	2.6E-04	2.2E-04
Béryllium	Ing+cut	1.3E-04	2.5E-04	6.6E-05	2.5E-05	2.1E-05
Cadmium	Ing+cut	2.4E-03	4.7E-03	1.2E-03	4.6E-04	3.8E-04
Chrome III	Ing+cut	2.3E-04	4.5E-04	1.2E-04	4.5E-05	3.7E-05
(Cobalt)	Ing+cut	1.5E-03	2.9E-03	7.7E-04	2.9E-04	2.4E-04
Cuivre	Ing+cut+inh	5.5E-04	1.1E-03	2.4E-04	8.0E-05	5.8E-05
Manganèse	Ing+cut	3.3E-03	6.5E-03	1.9E-03	6.3E-04	4.7E-04
Mercur	Ing+cut	6.8E-06	1.7E-05	1.1E-05	5.9E-06	4.9E-06
Nickel	Ing+cut	1.8E-02	3.1E-02	8.7E-03	3.6E-03	3.0E-03
Plomb	Ing+cut	4.7E-03	9.1E-03	2.4E-03	9.3E-04	7.6E-04
Sélénium	Ing+cut+inh	1.8E-04	3.3E-04	8.9E-05	3.5E-05	2.8E-05
(Thallium)	Ing+cut+inh	3.9E-02	7.4E-02	2.0E-02	7.8E-03	6.4E-03
Titane	Ing+cut+inh	5.6E-04	1.1E-03	2.8E-04	1.1E-04	9.0E-05
(Vanadium)	Ing+cut	7.1E-02	1.4E-01	3.7E-02	1.4E-02	1.2E-02
Zinc	Ing+cut+inh	1.5E-04	2.9E-04	7.8E-05	2.7E-05	2.1E-05

ANNEXE M



Estimation de l'exposition cumulée à la silice cristalline respirable

L'exposition cumulée de silice cristalline respirable vise à représenter la quantité totale de silice qui pourrait atteindre les parties profondes du système respiratoire au cours de la vie. Pour l'exposition bruit de fond, il s'agit de l'exposition cumulée durant la vie (70 ans) à la concentration bruit de fond. Pour l'exposition découlant des activités de la mine additionnelle, il s'agit de l'exposition cumulée durant la période d'exploitation prévue (18 ans) et associée aux émissions de la mine (concentrations additionnelles modélisées).

1. EXPOSITION BRUIT DE FOND À LA SILICE CRISTALLINE

L'exposition cumulée bruit de fond a été estimée à partir de la concentration de silice cristalline¹ indiquée au tableau 12, en considérant une exposition sur une période de 70 ans.

$$\text{Exposition bruit de fond cumulée durant la vie} = \sum_{i=1}^5 \text{Concentration}_{BF} \times T_i$$

Où

➤ Exposition bruit de fond cumulée durant la vie	Concentration cumulée ((µg/m³)-ans) bruit de fond de silice sur 70 ans
➤ $\text{Concentration}_{BF}$	Concentration (µg/m³) bruit de fond de silice cristalline sur une base annuelle (tableau 12)
➤ T_i	Nombre d'années d'exposition pour le groupe i (tableau K-1)

L'exposition bruit de fond à la silice cristalline ainsi estimée est **2,8 (µg/m³)-ans**.

2. EXPOSITION ADDITIONNELLE À LA SILICE CRISTALLINE RESPIRABLE

L'exposition additionnelle cumulée à la silice cristalline respirable a été estimée à partir des concentrations annuelles les plus élevées correspondant à chacune des phases du projet d'Extension, selon la démarche présentée à l'annexe K.

Ainsi, des niveaux d'exposition spécifiques à chaque tranche d'âge et à l'évolution de l'exploitation de la mine ont été obtenus pour 6 groupes. Le niveau d'exposition moyen pendant la durée de l'exploitation a ensuite été calculé selon l'équation suivante en pondérant le niveau d'exposition du groupe i avec la durée d'exposition correspondante (T_i) :

$$\text{Exposition additionnelle cumulée durant l'exploitation} = \sum_{i=1}^6 \text{Concentration}_{Add,i} \times T_i$$

¹ Le terme respirable n'est pas indiqué car la taille des particules associée à cette valeur (concentration initiale de silice cristalline fournie dans les Normes et critères québécois de la qualité de l'atmosphère) n'est pas précisée par le MDDELCC.

Où

- Exposition additionnelle cumulée durant l'exploitation Concentration cumulée ($(\mu\text{g}/\text{m}^3)\text{-ans}$) additionnelle de SCR durant l'exploitation (18 ans)
- $\text{Concentration}_{\text{Add},i}$ Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) additionnelle attribuée au groupe i, sur une base annuelle, soit :
0,354 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la phase 1 ;
0,526 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la Phase 2 ;
0,456 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la Phase 3.
- T_i Nombre d'années d'exposition pour le groupe i (tableau K-1)

L'exposition additionnelle cumulée de SCR ainsi estimée pour le récepteur le plus exposé et utilisée pour estimer le risque posé par les émissions de la mine est de **8,1 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)-ans**.

AU SERVICE DE L'ENVIRONNEMENT
DEPUIS 1985



9935, rue de Châteauneuf
Entrée 1, bureau 200
Brossard (Québec) J4Z 3V4

Tél. 450 466-2123
Fax 450 466-2240

Info@sanexen.com

www.sanexen.com