

**Soutien scientifique aux autorités de
santé publique dans le cadre du
processus de renouvellement de
l'autorisation ministérielle accordée
à Glencore pour l'exploitation de la
Fonderie Horne à Rouyn-Noranda**

OCTOBRE 2022

RAPPORT D'ÉVALUATION DU RISQUE

AUTEURS

Mathieu Valcke, conseiller scientifique spécialisé (Chargé de projet)
Gabriela Ponce, conseillère scientifique
Marie-Hélène Bourgault, conseillère scientifique
Stéphane Perron, médecin spécialiste
Équipe scientifique sur le risque toxicologique et radiologique
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

SOUS LA COORDINATION DE

Jean-Bernard Gamache, chef d'unité scientifique
Christiane Thibault, directrice scientifique
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

COLLABORATRICE

Michelle Gagné, conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

RÉVISEURS

Sections 1 à 3 et 5

Fabien Gagnon, médecin-conseil
Direction de santé publique
Centre intégré de santé et de services sociaux de Laval
Keyven Darney, toxicologue
Direction de l'Évaluation des Risques
Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)
Philippe Glorennec, professeur
Écoles des Hautes Études en Santé Publique (Rennes, France)

Sections 1 à 3

Élyse Caron Beaudoin, professeure
Department of Health and Safety
University of Toronto
Mathieu Rouleau, évaluateur principal
Julie Bourdon-Lacombe, évaluatrice scientifique principale
Tania Onica, évaluatrice scientifique principale
Section d'évaluation de la qualité de l'air
Bureau de la qualité de l'eau et de l'air – Santé Canada

Les réviseurs ont été conviés à apporter des commentaires sur certaines sections de la version préfinale de ce document et, en conséquence, n'en ont pas révisé ni endossé le contenu final.

Les auteurs ainsi que les réviseurs ont dûment rempli leur déclaration d'intérêts, et aucune situation à risque de conflits d'intérêts réels, apparents ou potentiels n'a été relevée.

MISE EN PAGE ET RÉVISION LINGUISTIQUE

Katia Raby, agente administrative
Aurélien Franco, agente administrative
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

Dépôt légal – 4^e trimestre 2022
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN : 978-2-550-93092-1 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2022)

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Audrey Smargiassi et Stéphane Buteau, professeurs à l'École de santé publique de l'Université de Montréal, ainsi que Nathalie Auger, médecin spécialiste au Bureau d'information et d'études en santé des populations de l'Institut national de santé publique du Québec, pour leurs nombreux commentaires et suggestions dans les sections 1 et 4 et les annexes 4 et 10 du rapport.

AVANT-PROPOS

Les travaux décrits dans le présent document ont été réalisés en appui à des réponses (fournies entre le 6 juillet et le 10 août 2022) à des questions scientifiques et techniques spécifiques de la part des autorités sanitaires dans le cadre d'un dossier complexe de santé publique. Ces travaux font suite à la publication du rapport de l'INSPQ intitulé l'[*Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda*](#) (1). D'une part, le document précise le risque prospectif de cancer associé aux concentrations d'arsenic, de cadmium, de plomb et de nickel dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda, découlant du plan déposé par Glencore Fonderie Horne le 6 septembre dernier. D'autre part, les risques autres que le cancer attribuables à ces concentrations sont également évalués. Aucun autre risque n'est formellement quantifié dans le présent rapport.

Aussi, au cours de la rédaction de ce document, le gouvernement du Québec a rendu publics plusieurs documents techniques et scientifiques potentiellement pertinents pour le dossier dans le cadre de la consultation publique sur le [*Projet de renouvellement de l'autorisation ministérielle de Glencore pour la Fonderie Horne*](#) (2). Toutefois, en raison des délais impartis, seule la version bonifiée du 3^e plan d'action : Réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental de Glencore Fonderie Horne a été consulté (3).

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	V
GLOSSAIRE	VI
LISTE DES SIGLES ET DES ACRONYMES	IX
FAITS SAILLANTS	1
CONTEXTE ET MANDAT	4
1 IDENTIFICATION DES CONTAMINANTS D'INTÉRÊT	7
2 PROPOSITION DE VALEURS REPÈRES DANS L'AIR AMBIANT POUR LES EFFETS AUTRES QUE LE CANCER.....	9
2.1 Contexte et approche suivie.....	10
2.2 Valeurs repères proposées	10
2.2.1 Arsenic	11
2.2.2 Cadmium.....	13
2.2.3 Plomb	15
2.2.4 Nickel.....	16
3 ÉVALUATION DU RISQUE NON CANCÉRIGÈNE ET CANCÉRIGÈNE LIÉ AUX ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DÉCOULANT DU PLAN DE RÉDUCTION DE LA FONDERIE HORNE.....	17
3.1 Scénario de réduction des émissions de la Fonderie Horne.....	18
3.2 Évaluation du risque non cancérigène.....	19
3.2.1 Contexte et approche suivie.....	19
3.2.2 Résultats : fréquence des dépassements des valeurs repères dans la situation actuelle	20
3.2.3 Résultats : projections des dépassements des valeurs repères selon le plan de la Fonderie Horne.....	21
3.2.4 Interprétation des risques liés aux dépassements des valeurs repères	23
3.3 Risque cancérigène évalué en fonction du scénario de réduction des émissions prévu par GFH	25
3.3.1 Contexte et approche suivie.....	25
3.3.2 Résultats.....	27
3.4 Incertitudes liées à l'évaluation du risque cancérigène et non cancérigène	30
4 ENJEUX COMPLÉMENTAIRES EN LIEN AVEC L'EXPOSITION DE LA POPULATION AUX ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE GFH	33
4.1 Ajout de contaminants à ceux suivis à la station légale	33
4.1.1 Contaminants au potentiel toxique élevé	34
4.1.2 Dioxyde de soufre	34
4.1.3 Cancérigènes pulmonaires.....	35
4.2 Respect des normes de qualité de l'atmosphère à la station légale	35

4.3	Caractérisation de l'exposition des populations du QND et des autres quartiers de RN	36
4.4	Autres contaminants potentiellement rejetés par GFH	37
4.5	Transparence dans la communication des données d'exposition.....	37
5	RISQUES D'EFFETS NON CANCÉRIGÈNES EN LIEN AVEC L'EXPOSITION AUX SOLS CONTAMINÉS.....	38
5.1	Contexte et approche suivie.....	38
5.1.1	Identification des valeurs toxicologiques de référence par ingestion.....	39
5.1.2	Évaluation probabiliste de l'exposition et des indices de risque non cancérogènes associés	39
5.2	Résultats et discussion	40
	CONCLUSION.....	45
	BIBLIOGRAPHIE	47
ANNEXE 1	IDENTIFICATION DES CONTAMINANTS D'INTÉRÊT : MÉTHODOLOGIE, RÉSULTATS ET PERSPECTIVES	63
ANNEXE 2	CARTES D'UNE PORTION DU PÉRIMÈTRE URBAIN DE RN INCLUANT LA FONDERIE HORNE (A) ET L'EMPLACEMENT DES STATIONS D'ÉCHANTILLONAGE DU QND (B)	71
ANNEXE 3	RECHERCHE ET COMPILATION DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE.....	72
ANNEXE 4	ANALYSE DE LA LITTÉRATURE RÉCENTE POUR VALIDER LES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE POUR L'ARSENIC PROPOSÉES PAR L'OEHA	76
ANNEXE 5	VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE RECENSÉES POUR DES EFFETS NON CANCÉRIGÈNES PAR INHALATION.....	103
ANNEXE 6	VALEUR PROVISOIRE POUR LE PLOMB DANS L'AIR.....	108
ANNEXE 7	APPROCHES DE MODÉLISATION PROBABILISTE DE MONTE CARLO UTILISÉES DANS LE CADRE DE LA PRÉSENTE ÉVALUATION	109
ANNEXE 8	MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR AMBIANT DE PLOMB SUR LA PLOMBÉMIE DES ENFANTS À L'AIDE DU MODÈLE IEUBK.....	115
ANNEXE 9	VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE RECENSÉES POUR DES EFFETS CANCÉRIGÈNES PAR INHALATION	117
ANNEXE 10	REVUE RAPIDE DE LA LITTÉRATURE RÉCENTE SUR LES INTERACTIONS ENTRE LE CD ET L'AS POUR LE CANCER ET LE PB ET L'AS POUR LE DÉVELOPPEMENT COGNITIF DE L'ENFANT	120
ANNEXE 11	NORMES D'ÉMISSION ET DE QUALITÉ DE L'ATMOSPHÈRE DE GFH ET CONTAMINANTS REJETÉS QUI FONT L'OBJET D'UNE NORME DE L'ANNEXE K DU RAA OU D'UN CRITÈRE DE QUALITÉ DE L'ATMOSPHÈRE ...	125
ANNEXE 12	VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE RECENSÉES POUR DES EFFETS NON CANCÉRIGÈNES PAR INGESTION	129

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Liste des contaminants atmosphériques auxquels la population de Rouyn-Noranda (RN) est susceptible d'être exposée dans le cadre des activités industrielles de GFH.....	7
Tableau 2	Valeurs repères retenues par l'ESRTR pour les quatre contaminants d'intérêt, soit l'arsenic, le cadmium, le plomb et le nickel	11
Tableau 3	Concentrations d'arsenic, de cadmium et de plomb prévues à la future station légale pour la période de 2023-2027 dans le plan de réduction des émissions de GFH.....	19
Tableau 4	Distributions des concentrations journalières d'arsenic, de cadmium et de plomb (ng/m ³) mesurées dans l'air du quartier Notre-Dame aux trois stations d'échantillonnage appartenant au MELCC de 2019 à 2021	20
Tableau 5	Moyennes annuelles des concentrations journalières d'arsenic, de cadmium et de plomb (ng/m ³) estimées dans l'air du quartier Notre-Dame et proportion des journées au cours desquelles la concentration est supérieure à la valeur repère journalière selon les concentrations cibles à la future station légale du plan de GFH.....	22
Tableau 6	Sommaire de risques unitaires (RU) utilisés pour l'évaluation du risque cancérigène.....	27
Tableau 7	Moyennes des distributions de concentrations moyennes pondérées sur 70 ans (2023-2092) pour le quartier Notre-Dame (QND) utilisées pour la présente évaluation du risque cancérigène	28
Tableau 8	Valeurs toxicologiques de référence (VTR), proposées par organisme reconnu, pour l'arsenic, le plomb et le cadmium retenues par l'ESRTR pour l'évaluation du risque non cancérigène par ingestion de sols et de poussières.....	41
Tableau 9	Valeur des indices de risque (IR), et proportion de ceux-ci suggérant une exposition dépassant le seuil présumé d'effet, pour l'exposition à l'arsenic, au cadmium et au plomb par ingestion des sols chez les enfants du quartier Notre-Dame (QND) et du reste de Rouyn-Noranda (RN)	42
Tableau 10	Modélisation des plombémies d'enfants exposés à des conditions diverses à l'aide du logiciel IEUBK de la U.S. EPA.....	43

GLOSSAIRE

Concentration ou dose équivalente chez l'humain (*Human Equivalent Concentration or Dose* en anglais ou HEC/HED)

Conversion en dose équivalente humaine d'un **point de départ** tiré d'expériences réalisées chez l'animal. Cette conversion s'effectue à l'aide d'un modèle pharmacocinétique à base physiologique, en s'appuyant sur des données cinétiques propres au contaminant (données observées dans un cadre clinique par exemple). À défaut de l'existence d'un tel modèle, la conversion se fait par l'application d'un facteur d'ajustement allométrique (4).

Concentration de référence (*Reference Concentration* en anglais ou RfC)

Concentration d'un contaminant à laquelle un individu peut être exposé par inhalation pendant une période d'exposition donnée sans risquer de subir des effets toxiques. Cette concentration est déterminée par le quotient entre le point de départ et le produit de tous les facteurs d'incertitude jugés appropriés. Elle correspond à la **valeur toxicologique de référence** avec seuil pour une exposition par inhalation.

Dose de référence (*Reference Dose* en anglais ou RfD)

Dose d'un contaminant à laquelle un individu peut être exposé par ingestion pendant une période d'exposition donnée sans risquer de subir des effets toxiques. Cette dose de référence est déterminée par le quotient entre le point de départ et le produit de tous les facteurs d'incertitude jugés appropriés. Les termes *dose journalière tolérable*, *dose journalière admissible* ou *apport quotidien tolérable* sont des synonymes de dose de référence employés dans d'autres publications – dont celles de Santé Canada (4). Cette dose correspond à la **valeur toxicologique de référence** avec seuil pour une exposition par ingestion.

Effets avec seuil (ou effets non cancérigènes)

Effet toxique qui se manifeste seulement à partir d'une certaine dose ou d'une certaine concentration d'exposition (seuil) et qui n'est pas détecté significativement lors d'une exposition à des doses ou à des concentrations inférieures à ce seuil. En général, la plupart des effets sur le développement, les effets non cancérigènes, ainsi que les effets cancérigènes associés à des agents non génotoxiques (cancérigènes épigénétiques) sont considérés comme des effets avec seuil.

Effets sans seuil (ou effets cancérigènes)

Effet toxique ayant une probabilité de se manifester à toute dose ou à toute concentration d'exposition non nulle. Le risque est calculé en fonction de la pente de la droite extrapolée entre le point de départ et l'origine sur la relation dose-réponse. Les effets cancérigènes causés par des agents génotoxiques sont généralement considérés comme sans seuil de dose et, exceptionnellement, certains autres effets – ex. : effets neurodéveloppementaux associés au plomb (5).

Exposition chronique

Durée d'exposition à une substance toxique pendant plusieurs années, généralement plus de 10 % de l'espérance de vie de l'espèce – ex. : plus de 7 ans pour un humain dont la durée de la vie est fixée à 70 ans lors des évaluations du risque (4).

Indice de risque (IR)

Rapport entre l'exposition à une substance toxique et une **valeur toxicologique de référence** pour cette même substance.

Facteurs d'incertitude

Série de facteurs appliqués au **point de départ** associé à **un effet avec seuil**. Ces facteurs permettent de considérer l'incertitude engendrée par l'extrapolation des données utilisées pour caractériser la relation dose-réponse, à des conditions différentes de celles dans lesquelles le point de départ a été obtenu. Ces facteurs permettent de tenir compte des incertitudes associées à la variabilité interindividuelle inhérente à une population, à la transposition des résultats expérimentaux obtenus chez l'animal à l'humain ainsi qu'à d'autres facteurs liés aux protocoles expérimentaux.

Lowest Observed Adverse Effect Level (LOAEL)

Dose ou concentration expérimentale la plus faible à laquelle un effet toxique néfaste statistiquement significatif a été observé (4).

Maladies à déclaration obligatoire (MADO)

Ces maladies sont des intoxications, des infections ou des maladies diagnostiquées par un médecin ou confirmées par un laboratoire qui doivent être obligatoirement déclarées aux autorités de santé publique en vue d'une enquête sur les sources d'exposition possibles.

No Observed Adverse Effect Level (NOAEL)

Dose ou concentration expérimentale la plus élevée à laquelle aucun effet toxique néfaste statistiquement significatif n'a été observé (4).

Plombémie

Concentration de plomb mesurée dans le sang.

Point de départ (*Point of Departure* en anglais ou POD)

Dose ou concentration associée à un effet toxique présumé comme étant critique. Elle est obtenue à partir d'une relation dose-réponse déterminée lors d'une étude épidémiologique ou d'une étude réalisée chez les animaux de laboratoire. Cette dose ou concentration de départ est requise pour calculer la dose ou la **concentration de référence – effets avec seuil** – ou le **risque unitaire – effets sans seuil** (4).

Risque unitaire (RU)

Proportion de cas de cancer supplémentaires estimés au sein d'une population exposée à 1 mg/kg de poids corporel par jour ou à 1 mg/m³ d'une substance toxique donnée pendant la vie entière (ou 70 ans), par rapport à la proportion de cas attendus dans une population non exposée à ce même contaminant. Le risque unitaire correspond à la **valeur toxicologique de référence** pour **les effets sans seuil**. Les termes *facteur de pente de cancer*, *coefficient de cancérogénicité* ou *excès de risque unitaire* sont des synonymes de risque unitaire employés dans d'autres publications – dont celles de Santé Canada (4).

Valeur repère dans l'air ambiant

Concentration d'un contaminant chimique dans l'air ambiant jugée adéquate au regard de la protection de la santé humaine. Cette concentration n'a pas en soi de valeur légale. De plus, elle est déterminée sans que soient considérées les limites techniques et économiques associées à son application (4). Dans certaines situations, les valeurs repères dans l'air ambiant peuvent être utilisées afin d'établir des normes, telles que celles publiées dans le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA). Les valeurs repères dans l'air ambiant sont fondées sur des **valeurs toxicologiques de référence** publiées par les organismes reconnus de protection de la santé.

Valeur toxicologique de référence (VTR)

Valeur reflétant le potentiel toxique des contaminants à l'égard de la santé humaine. Elle est fondée soit sur un **effet toxique avec seuil**, soit sur un **effet toxique sans seuil**. S'il s'agit d'effets avec seuil, la valeur toxicologique de référence correspond à la **dose ou concentration de référence**. En revanche, s'il s'agit d'effets sans seuil, la valeur correspond à un **risque unitaire** (4).

LISTE DES SIGLES ET DES ACRONYMES

AA	Attestation d'assainissement
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)
As	Arsenic
AT	Abitibi-Témiscamingue
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BMDL	<i>Lower 95 Percent Confidence Limit on a Benchmark Dose</i>
CalEPA	California Environmental Protection Agency (Agence de protection de l'environnement de la Californie)
Cd	Cadmium
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
DNSP	Directeur national de santé publique
DSP	Directeur de santé publique
DSPublique	Direction de santé publique
ECMS	Enquête canadienne sur les mesures de la santé
EFSA	European Food Safety Authority
ESRTR	Équipe scientifique sur le risque toxicologique et radiologique
FI	Facteur d'incertitude
GFH	Glencore Fonderie Horne
HEC	Concentration équivalente chez l'humain (<i>Human Equivalent Concentration</i>)
HED	Dose équivalente chez l'humain (<i>Human Equivalent Dose</i>)
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
INRP	Inventaire national des rejets de polluants (Canada)
IR	Indice de risque
IRIS	Integrated Risk Information System
IEUBK	<i>Integrated Exposure Uptake Biokinetic</i>
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>

MDH	Minnesota Department of Health
MELCC	Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
Ni	Nickel
NOAEL	<i>No Observed Adverse Effect Level</i>
NTP	National Toxicology Program
OEHHA	California Office of Environmental Health Hazard Assessment
OMS	Organisation mondiale de la Santé
Pb	Plomb
PM_{2,5}	Particules fines
POD	Point de départ (<i>Point of Departure</i>)
Qc	Québec
QI	Quotient intellectuel
QND	Quartier Notre-Dame
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RfC	Concentration de référence (<i>Reference Concentration</i>)
RfD	Dose de référence (<i>Reference Dose</i>)
RN	Rouyn-Noranda
RPRT	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
RU	Risque unitaire
SO₂	Dioxyde de soufre
U.S. EPA	United States Environmental Protection Agency (Agence de protection de l'environnement des États-Unis)
RIVM	National Institute for Public Health and the Environment (Pays-Bas)
TCEQ	Texas Commission on Environmental Quality
VTR	Valeur toxicologique de référence

FAITS SAILLANTS

Le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques entame le processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à Glencore pour l'exploitation de la Fonderie Horne. L'autorisation définira les exigences environnementales auxquelles l'entreprise devra se conformer pour les 5 prochaines années. C'est pourquoi la Fonderie Horne a dévoilé un plan d'action qui prévoit une réduction de ses émissions atmosphériques d'ici 5 ans.

L'actuel mandat confié à l'Institut national de santé publique du Québec vise à offrir un soutien scientifique, sous forme d'évaluation prospective du risque, au directeur national de santé publique du Québec et au directeur de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue qui auront à se prononcer sur la protection de la santé de la population de Rouyn-Noranda lors du processus de renouvellement de l'autorisation ministérielle.

La présente évaluation des risques répond à des questions spécifiques sur l'exposition de la population à l'arsenic, au cadmium, au plomb et au nickel. Ces contaminants sont d'intérêt en raison de l'importance de leurs émissions dans l'environnement et à cause de leur potentiel toxique élevé.

Selon les données examinées ici, les concentrations dans l'air ambiant d'arsenic, de cadmium et de plomb dépassent les normes du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère à l'endroit désigné légalement pour la prise d'échantillons (station légale) et aux autres stations du quartier Notre-Dame. Des variations importantes des concentrations journalières dans l'air sont également observées à ces mêmes emplacements. Toutefois, la Fonderie Horne n'est pas assujettie aux normes du règlement, mais doit respecter une moyenne annuelle de 100 ng/m³ d'arsenic.

Afin de prévenir les risques pour la santé liés à ces dépassements, notamment pour les groupes les plus vulnérables comme les jeunes enfants et ceux à naître, des valeurs repères sont proposées.

- Pour l'arsenic, la norme annuelle de 3 nanogrammes (ng) par mètre cube (m³) du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère demeure la cible à atteindre à la station légale.
- Sur une base intérimaire, le respect d'une moyenne annuelle de 15 ng/m³ d'arsenic protégerait les groupes vulnérables contre les effets chroniques non cancérogènes de ce contaminant.
- Les valeurs repères retenues pour les concentrations moyennes annuelles de cadmium, de plomb et de nickel à la station légale correspondent aux normes du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, soit des valeurs de respectivement 3,6 ng/m³, 100 ng/m³ et 20 ng/m³.

- Des concentrations journalières maximales sont proposées afin de limiter les variations des concentrations journalières dans l'air. Ces valeurs repères sont les suivantes : 200 ng/m³ pour l'arsenic, 30 ng/m³ pour le cadmium, 350 ng/m³ pour le plomb et 70 ng/m³ pour le nickel (soit la norme du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère).
- Le plan de réduction des émissions de la Fonderie Horne mentionne l'atteinte en 2027 de concentrations à la future station légale, qui correspondent aux valeurs repères annuelles proposées. L'analyse de ce plan montre ici que ces valeurs repères seront également atteintes aux autres stations du quartier Notre-Dame, à l'exception de la valeur journalière de plomb et de la norme annuelle d'arsenic du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère.
- En faisant abstraction des émissions ayant prévalu jusqu'en 2022, les risques de cancer sur 70 ans, si on considère les concentrations projetées par la fonderie de 2023 à 2027, se situent à des niveaux considérés comme acceptables selon des balises utilisées dans des contextes nord-américains similaires.
- Concernant les effets sur le développement des jeunes enfants et des enfants à naître, les risques d'apparition d'effets sanitaires associés aux dépassements appréhendés entre 2023 et 2027, bien qu'ils ne soient pas nuls, se situent en toute vraisemblance dans une zone de faible risque.
- Toutefois, les concentrations actuelles et historiquement élevées et les risques en découlant ont été jugés inacceptables selon les balises suivies en santé publique. Dans ce contexte, toute mesure permettant d'atteindre les valeurs repères proposées ici plus rapidement que ce qui est prévu au plan de la Fonderie Horne constituerait un gain par rapport à la situation actuelle, compte tenu des incertitudes qui persistent.

En plus des valeurs repères annuelles et journalières mentionnées ci-dessus, le présent rapport détermine des besoins complémentaires en matière de caractérisation et de suivi de l'air ambiant.

- Du point de vue sanitaire, une meilleure évaluation de l'exposition de la population à d'autres contaminants d'intérêt est souhaitable. Il serait pertinent d'ajouter ces autres contaminants dans le suivi prévu à la station légale, notamment le dioxyde de soufre. Le respect des normes prévues au Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère contribuerait également à limiter l'exposition de la population de Rouyn-Noranda à ces mêmes contaminants et les risques associés.
- Il serait également opportun de documenter l'ensemble des contaminants potentiellement rejetés par la Fonderie Horne. Cela renseignerait les autorités de santé publique sur la nécessité de mettre en œuvre des actions supplémentaire pour protéger la santé de la population de Rouyn-Noranda.

Enfin, au-delà de la présence de contaminants dans l'air ambiant, les émissions atmosphériques de la Fonderie Horne contribuent à la contamination des sols et des poussières, ce qui peut se traduire par une exposition par ingestion qui a été modélisée ici.

- L'exposition des enfants de moins de 5 ans de Rouyn-Noranda, qui découle de l'ingestion de ces sols et poussières, résulterait théoriquement en un risque d'effet, qui se traduirait par une perte de moins de 1 point de QI en moyenne.
- De plus, toujours selon ce modèle théorique, l'exposition à l'As par cette même voie d'exposition dépasserait, pour environ 4 % des enfants du quartier Notre-Dame, le seuil associé à une perte de 1 point de QI à l'échelle populationnelle.
- À l'échelle individuelle, la perte d'un point de QI n'est pas mesurable et ne présente pas d'impact clinique. Par contre, du point de vue de la santé publique, et à l'échelle populationnelle, la perte d'un point de QI est considérée comme un effet non négligeable.
- Pour cette raison, l'INSPQ souligne l'importance de la décontamination des sols afin de réduire considérablement l'exposition des enfants et les risques sanitaires que cette exposition engendre.

Les travaux décrits dans le présent document ont été réalisés en appui à des réponses fournies (entre le [6 juillet](#) et le [10 août](#) 2022) à des questions scientifiques et techniques formulées par des autorités sanitaires dans le cadre d'un dossier complexe de santé publique. Malgré les courts échéanciers, les balises proposées et les constats énoncés apparaissent adéquats et utiles pour guider les décisions du directeur national de santé publique et du directeur de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue. À ce titre, l'approche d'évaluation prospective des risques présentée ici constitue un des outils à la disposition des autorités de santé publique afin de déterminer les actions à mettre en œuvre pour protéger la santé de la population de Rouyn-Noranda.

CONTEXTE ET MANDAT

La fonderie de cuivre Glencore Fonderie Horne (GFH) de Rouyn-Noranda (RN) rejette dans l'air ambiant plusieurs métaux, métalloïdes et autres polluants atmosphériques. Depuis 2017, en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement du Québec, GFH est assujettie à une autorisation ministérielle relative à l'exploitation d'un établissement industriel¹ : cette autorisation arrive à échéance à la fin de l'année 2022 (7). L'objectif d'une autorisation ministérielle est de déterminer les exigences environnementales² auxquelles une installation doit se conformer (7). Puisque cette autorisation est renouvelable tous les 5 ans, elle permet de resserrer progressivement les obligations de l'établissement. Généralement, lors de la délivrance de la première autorisation ministérielle, la réglementation applicable au secteur industriel est reprise. Dans le cas des émissions de contaminants dans l'air ambiant, les principaux règlements qui s'appliquent à GFH (7) sont le Règlement sur la déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère (Q-2, r. 15; 2007)³ et le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (Q-2, r. 4.1; 2011) ou le RAA.

Le RAA dicte les normes d'émission et les normes de qualité de l'atmosphère auxquelles les établissements doivent se conformer. Les normes d'émission et les autres normes applicables à GFH se trouvent aux articles 184 à 193 du RAA. Quant aux normes de qualité de l'atmosphère (articles 196 et 197 du règlement, annexes K et H), GFH n'y est pas assujettie puisque la fonderie est considérée comme une installation existante au moment de l'entrée en vigueur du RAA en 2011 (9,10). L'entreprise est toutefois soumise, dans l'autorisation ministérielle, à une norme de qualité de l'atmosphère dans le cas de l'arsenic aux limites de la propriété de GFH (soit à la station d'échantillonnage légale nommée ALTSP1). Depuis novembre 2021, cette norme correspond à une moyenne annuelle d'arsenic (As) de 100 ng/m³, soit 33 fois la norme de qualité de l'atmosphère du RAA. L'autorisation ministérielle en cours oblige également GFH à mener des études sur les émissions atmosphériques ainsi qu'à déposer un troisième plan d'action afin de prioriser les options de « ...réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental » (7). Ce dernier plan a été soumis par GFH en février 2022 au ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques –MELCC (11).

¹ Afin d'alléger le texte, l'autorisation ministérielle relative à l'exploitation d'un établissement industriel sera désignée sous le vocable *autorisation ministérielle*. Avant 2018, cette autorisation était désignée en tant qu'*attestation d'assainissement en milieu industriel* (6).

² En matière notamment de rejets d'eaux usées, de matières résiduelles, d'émissions atmosphériques et de protection des milieux récepteurs (ex. : populations avoisinantes).

³ Contrairement à l'Inventaire national des rejets de polluants du gouvernement fédéral, les déclarations des installations ne sont pas publiquement disponibles (8).

Afin de soutenir les autorités régionales de santé publique dans leur proposition de cibles à atteindre lors du prochain renouvellement de l'autorisation ministérielle (3^e attestation), l'Équipe scientifique sur le risque toxicologique et radiologique (ESRTR) de l'INSPQ a publié en juin 2022, une évaluation des risques de cancer du poumon attribuables aux concentrations d'As et de cadmium (Cd) mesurées dans l'air ambiant de RN (1). Les résultats de cette évaluation montrent que les risques dépassent les seuils jugés négligeables au Québec, voire les niveaux de risques tolérés par l'ensemble des organismes de protection de santé publique (1,12).

À la suite de la publication de l'avis scientifique de l'INSPQ (1), le directeur national de santé publique (DNSP) et le directeur de santé publique (DSP) de l'Abitibi-Témiscamingue (AT) ont déclaré, lors d'un point de presse tenu le 6 juillet, que le statu quo par rapport aux émissions de la fonderie n'est pas acceptable. Durant cette conférence, le DNSP a également annoncé son soutien à la région en matière de gestion des risques. Dans ce contexte, l'ESRTR de l'INSPQ a de nouveau été mobilisé par les autorités de santé publique afin de réaliser, dans un court délai, une évaluation prospective du risque en lien avec l'encadrement des émissions de contaminants par GFH.

Le mandat confié à l'INSPQ était articulé autour de trois questions techniques reliées à l'exposition et à la santé des groupes les plus vulnérables. Les réponses concernent principalement les méthodes et les expertises scientifiques en évaluation des risques toxicologiques. Les deux premières questions concernent directement les émissions atmosphériques :

1. D'ici à l'atteinte de la norme du RAA⁴ pour l'arsenic de 3 ng/m³, quelles sont les **valeurs repères**⁵ (ng/m³) dans l'air ambiant à respecter afin de prévenir les risques d'effets autres que le cancer sur l'enfant à naître et sur le développement de l'enfant en bas âge?
2. À la lumière de ces valeurs repères et de l'avis de l'INSPQ de juin 2022, quels sont les risques résiduels d'effets non cancérogènes et cancérogènes associés au troisième plan d'action bonifié de GFH pour la « réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental », publié le 6 septembre 2022?

La troisième question réfère à la contamination des sols liée aux retombées des émissions atmosphériques. Comme les risques cancérogènes liés à l'ingestion de sols contaminés ont été abordés dans l'avis de l'INSPQ de juin 2022 (1), la question suivante lui a également été posée :

3. Quels sont les risques d'effets autres que le cancer qui sont liés à l'ingestion de sols contaminés par les jeunes enfants du quartier Notre-Dame (QND) et du reste de RN?

⁴ Il faut noter que le travail réalisé pour répondre à la question 1 ne devrait en aucun cas être interprété comme étant une analyse ou une remise en question des normes du RAA.

⁵ Les termes soulignés dans le texte sont définis dans le glossaire.

Les réponses aux questions 1 et 3 ont été résumées le 10 août 2022, à l'occasion d'un breffage technique de l'INSPQ (13). À ce moment, le troisième plan d'action bonifié de GFH n'avait pas encore été rendu public, et plusieurs scénarios possibles avaient été présentés par l'INSPQ. Comme depuis le 6 septembre 2022 le plan bonifié de GFH est accessible en ligne, certains des éléments tirés de ce dernier ont été intégrés à la présente évaluation afin de répondre à la question 2.

Le rapport comprend 5 sections et 12 annexes détaillées. La section 1 présente les contaminants d'intérêt traités dans l'évaluation du risque. Quant aux sections 2 et 3, elles apportent respectivement des réponses aux questions 1 et 2. La section 4 fait part des enjeux complémentaires mis en lumière par l'INSPQ en lien avec l'exposition de la population aux émissions atmosphériques de GFH, alors que la section 5 répond à la question 3. Enfin, les annexes détaillent les aspects scientifiques dont il est question dans les différentes sections.

1 IDENTIFICATION DES CONTAMINANTS D'INTÉRÊT

Depuis 1927, GFH produit, par un procédé pyrométallurgique, des anodes de cuivre pures à 99,1 %. GFH est actuellement la seule installation à produire du cuivre au Canada; deux autres installations sont exploitées aux États-Unis (14). La population de RN est exposée à un mélange de plusieurs contaminants atmosphériques rejetés en raison des activités industrielles de GFH. Cette exposition peut survenir par l'inhalation de gaz ou de matières particulaires en suspension ou par l'ingestion de particules mélangées aux sols et aux poussières attribuables aux retombées atmosphériques. Le tableau 1 montre une liste des contaminants susceptibles de se trouver dans l'air ambiant en proportions variables suivant les rejets produits par l'installation de GFH et auxquels la population de RN serait exposée.

L'exposition à certains des contaminants énumérés est mieux documentée, car ils ont fait l'objet d'un suivi dans l'air ambiant aux stations d'échantillonnage installées à RN. Pour ce qui est de certains autres, leur dispersion atmosphérique a été modélisée ou encore ils ont uniquement été déclarés par GFH à l'Inventaire national des rejets de polluants. L'[annexe 1](#) décrit la méthodologie employée par l'ESRTR afin de dresser la liste présentée au tableau 1.

Tableau 1 Liste des contaminants atmosphériques auxquels la population de Rouyn-Noranda (RN) est susceptible d'être exposée dans le cadre des activités industrielles de GFH^A

Contaminants gazeux				
Acide sulfurique		Chlorure d'hydrogène	Dioxyde de soufre	
Chlore		Dioxyde d'azote	Monoxyde de carbone	
Matières particulaires ^B				
Matières particulaires totales [‡]		PM 10 : Matière particulaire dont le diamètre aérodynamique est < 10 µm. PM 2,5 : Matière particulaire dont le diamètre aérodynamique est < 2,5 µm		
Métaux, métalloïdes et composés organiques semi-volatils (COSV)				
Antimoine [‡]	Bismuth [‡]	Dioxines et furanes	Manganèse	Thallium
Argent	Cadmium [‡]	Étain	Mercure	Sélénium
Arsenic [‡]	Chrome total ^C	Fer	Nickel	Soufre
Baryum	Cobalt	Fluor	Plomb [‡]	Vanadium
Béryllium [‡]	Cuivre [‡]	Hexachlorobenzène	Tellure	Zinc [‡]

^A Pour être présents sur cette liste, les contaminants devaient avoir fait l'objet, depuis 2016, d'une mesure dans les émissions ponctuelles ou fugitives, avoir été suivis dans l'air ambiant dans les quartiers de RN avoisinants GFH ou être considérés dans la modélisation de la dispersion atmosphérique à la limite de la propriété de GFH et de ses quartiers limitrophes (voir l'[annexe 1](#)).

^B Les matières particulaires peuvent contenir un ou plusieurs des métaux et des métalloïdes (23) ainsi que des 2 composés organiques semi-volatils listés dans le tableau 1.

^C La spéciation chimique du chrome (trivalent III et hexavalent VI) n'est pas connue.

[‡] Contaminant pour lequel une caractérisation dans l'air ambiant à la station légale a été réalisée.

Le potentiel toxique des contaminants varie grandement d'un contaminant à l'autre. Il en va de même pour les quantités de contaminants rejetées par la fonderie. Afin de prendre en considération ces différences et d'identifier les principaux contaminants d'intérêt pour la présente évaluation du risque, les émissions totales de GFH ont été pondérées en fonction de leur potentiel toxique (voir le contenu de l'[annexe 1](#) pour le détail méthodologique et les résultats de l'exercice de classification sommaire). Cette analyse a permis de déterminer que 98 % des rejets pondérés de la fonderie sont attribuables à l'As; le reste des rejets pondérés est essentiellement dû aux émissions de Cd, de Ni et de Pb (soit 99,97 % pour les quatre contaminants réunis). Si elle n'est pas suffisante pour traduire l'exposition de la population concernée, l'approche suivie ici reste adéquate pour identifier qualitativement les contaminants devant, en première analyse, faire l'objet d'une évaluation des risques. Ces contaminants requerront donc une analyse plus approfondie de l'exposition, analyse décrite aux sections 3 et 5 qui suivent.

Par conséquent, les réponses aux demandes des autorités de santé publique dont le présent document fait état se focaliseront sur l'arsenic, le cadmium, le nickel et le plomb.

L'intérêt pour ces quatre contaminants est aussi accentué par le fait que leurs émissions respectives déclarées par GFH sont surreprésentées par rapport à celles des autres installations québécoises (voir l'[annexe 1](#)). En outre, les déclarations de seulement neuf autres installations au Québec contiennent à la fois ces quatre contaminants.

2 PROPOSITION DE VALEURS REPÈRES DANS L'AIR AMBIANT POUR LES EFFETS AUTRES QUE LE CANCER

Cette section a pour objectif de répondre à la question suivante :

D'ici à l'atteinte de la norme du RAA pour l'arsenic de 3 ng/m³, quelles sont les valeurs repères (ng/m³) dans l'air ambiant à respecter afin de prévenir les risques d'effets autres que le cancer sur l'enfant à naître et sur le développement de l'enfant en bas âge?

Des variations importantes des concentrations journalières dans l'air d'As, de Cd et de Pb ont été observées à la station légale d'échantillonnage (à la limite du terrain de GFH), ainsi que dans les stations du MELCC dans le QND (voir la carte à l'[annexe 2](#)). De même, les normes annuelles du RAA pour l'As et le Cd, basées sur des effets cancérogènes, sont actuellement dépassées à la station légale. Dans ce contexte, afin d'outiller les autorités de santé publique, l'INSPQ a évalué la possibilité de proposer des valeurs repères, applicables à la station légale, pour des expositions à la fois **chroniques** et de courte durée pour protéger la population contre les **effets non cancérogènes** des contaminants d'intérêt (y compris le Ni). La sous-section 2.1 décrit donc rapidement le contexte et l'approche suivie, alors que la sous-section 2.2 présente les valeurs repères proposées par l'INSPQ, lesquelles sont résumées dans l'encadré ci-dessous.

À RETENIR

Sur une base intérimaire, la valeur repère de 15 ng/m³ comme moyenne annuelle est proposée pour protéger les groupes vulnérables contre les effets chroniques non cancérogènes de l'As. Toutefois, l'INSPQ réitère que la norme de 3 ng/m³ pour l'arsenic demeure la cible à atteindre. Pour les trois autres contaminants, les valeurs repères chroniques retenues sont de 3,6 ng/m³ pour le cadmium, de 20 ng/m³ pour le nickel et de 100 ng/m³ pour le plomb, c'est-à-dire les normes annuelles du RAA.

L'INSPQ propose l'ajout des valeurs journalières maximales suivantes pour l'air ambiant : 200 ng/m³ pour l'arsenic et 30 ng/m³ pour le cadmium afin de protéger les groupes vulnérables des effets non cancérogènes et 350 ng/m³ pour le plomb afin de limiter les impacts de ce contaminant suivant une exposition de courte durée. Enfin, la valeur repère journalière considérée pour le Ni est de 70 ng/m³, soit la norme du RAA sur 24 heures.

2.1 Contexte et approche suivie

Afin de proposer des valeurs repères pour prévenir les risques d'effets autres que le cancer, une compilation des **valeurs toxicologiques de référence** (VTR), publiées par des organismes reconnus, pour les expositions de courte durée et chronique a été réalisée. Pour ce faire, une méthodologie standardisée interne à l'ESRTR a été utilisée (15). Selon celle-ci, les VTR proposées par des organismes sanitaires reconnus sont classées par ordre de priorité (VTR primaires, secondaires ou tertiaires) en fonction de l'existence au sein d'un organisme donné d'un processus de révision par les pairs et de la transparence et la robustesse de la méthodologie de dérivation des VTR de ce même organisme (voir l'[annexe 3](#)).

Une sélection parmi les VTR recensées a ensuite été réalisée par l'ESRTR afin d'ultimement proposer des valeurs repères. Enfin, ces dernières ont été comparées aux critères existants du ministère de l'Environnement de l'Ontario, en raison de la proximité de cette province avec le Québec, et de l'United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA)⁶, une organisation de référence en santé environnementale.

Aussi, étant donné que peu de VTR non cancérigènes pour l'As ont été dérivées par des organismes reconnus à l'étape précédente⁷, une analyse de la littérature scientifique récente a aussi été effectuée pour vérifier si de nouvelles connaissances ont paru depuis la publication de ces VTR. Cette analyse de la littérature ainsi que sa méthodologie se trouvent à l'[annexe 4](#).

2.2 Valeurs repères proposées

Quatre sous-sections sont présentées ci-dessous, soit une par contaminant. Chacune d'elles contient une brève description des normes du RAA ainsi que des VTR et des valeurs repères retenues par l'ESRTR; ces dernières sont indiquées dans le tableau 2. Certaines valeurs repères sont directement tirées de VTR sélectionnées parmi l'ensemble des VTR compilées à l'[annexe 5](#). Néanmoins, une nouvelle valeur repère a été dérivée par l'ESRTR pour le Pb. Finalement, pour d'autres contaminants, la valeur repère retenue correspond à la norme de qualité de l'atmosphère.

⁶ Notez que la U.S. EPA ne propose qu'un seul critère, soit le *National Ambient Air Quality Standards* (16), pour un seul des quatre contaminants d'intérêt identifiés à la section 1, c'est-à-dire le Pb.

⁷ Ce qui pourrait s'expliquer par le fait que les effets cancérigènes de l'arsenic sont reconnus pour être les plus sensibles.

Tableau 2 Valeurs repères retenues par l'ESRTR pour les quatre contaminants d'intérêt, soit l'arsenic, le cadmium, le plomb et le nickel

Substance	Valeur repère retenue (ng/m ³)	Période de valeur repère	Fondement de la valeur repère	Effet critique à la base de la valeur repère
Arsenic	15*	Moyenne annuelle	VTR publiée par l'OEHHA, 2014 (17)	Non cancérigène (diminution du QI)
Arsenic	200*	Journalière	VTR publiée par l'OEHHA, 2014 (17)	Diminution du poids du fœtus
Cadmium	3,6	Moyenne annuelle	Norme annuelle du RAA	Cancérigène
Cadmium	30*	Journalière	VTR publiée par l'ATSDR, 2012 (18)	Non cancérigène (inflammation respiratoire)
Plomb	100	Moyenne annuelle	Norme annuelle du RAA	Plombémie à ne pas dépasser
Plomb	350*	Journalière	Valeur provisoire dérivée par l'ESRTR	Plombémie à ne pas dépasser
Nickel	20	Moyenne annuelle	Norme annuelle du RAA	Cancérigène
Nickel	70	Journalière	Norme annuelle du RAA	Non cancérigène (respiratoire)

* Ajout à la réglementation existante.

2.2.1 Arsenic

Norme RAA

La norme annuelle pour l'As de 3 ng/m³ correspond à un *critère provisoire de gestion* qui est défini comme une « [...] concentration limite dans l'air ambiant pour un contaminant déterminé à partir d'un niveau de risque cancérigène acceptable après considération des facteurs technologiques et socioéconomiques » (19). La valeur de 3 ng/m³ est associée à un risque d'environ 1 cas additionnel de cancer par 100 000 en utilisant le **risque unitaire** de la U.S. EPA (20). Le critère provisoire de gestion a été retenu, car le *critère de qualité de l'atmosphère* de 0,2 ng/m³, qui correspond à un risque jugé comme négligeable de 1 cas par million pour le cancer du poumon, est plus bas que la concentration initiale (ou bruit de fond dans l'air ambiant) retenue par le MELCC de 2 ng/m³ pour l'As (21).

Puisque la norme annuelle du RAA est basée sur des **effets cancérigènes** et qu'il n'existe pas de norme journalière pour l'As, l'ESRTR a recensé des VTR chroniques ainsi que de courte durée pour protéger la population contre les effets non cancérigènes.

VTR chronique

Une seule VTR chronique de 15 ng/m³ a été recensée pour l'As, soit celle proposée par l'OEHHA en 2014 (17). En effet, les autres organismes dérivent seulement des VTR cancérigènes pour l'As étant donné que cet effet est considéré comme la plus sensible manifestation d'un effet néfaste lors d'expositions à l'As par inhalation et par ingestion. L'ESRTR a retenu la VTR chronique de 15 ng/m³ proposée par l'OEHHA comme valeur repère à titre de moyenne annuelle comme suggéré dans les lignes directrices de l'OEHHA pour l'application de ses VTR chroniques⁸. Cette valeur a été dérivée à partir d'une étude menée auprès de 201 enfants de 10 ans au Bangladesh exposés à l'As par ingestion d'eau potable (22). Les auteurs de cette étude rapportent des effets statistiquement significatifs sur la fonction cognitive d'enfants exposés à des concentrations supérieures à 50 µg/L par comparaison avec des enfants exposés à des concentrations de 5,5 µg/L ou moins. La réponse critique extrapolée de ces données par l'OEHHA est une perte de 1 point de QI associée à une concentration dans l'eau de 2,27 µg/L. Cette concentration est considérée par l'OEHHA comme un **LOAEL**; elle a été convertie en une concentration équivalente dans l'air de 460 ng/m³. L'OEHHA a appliqué un **facteur d'incertitude** total de 30 à cette valeur, soit un facteur d'incertitude de 3 en raison du recours à un LOAEL comme **point de départ** (POD)⁹ et un autre facteur de 10 pour tenir compte de la variabilité interindividuelle.

VTR de courte durée

Deux VTR de courte durée pour une exposition d'une heure ont été proposées (voir l'[annexe 5](#)). La VTR plus conservatrice de 200 ng/m³, dérivée par l'Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) de la California Environmental Protection Agency (CalEPA), a été retenue par l'ESRTR. Cette valeur a été dérivée à partir d'une étude réalisée chez des souris en période de gestation, exposées à l'As par inhalation 4 heures par jour aux jours 9 à 12 (23). L'étude a fait état d'une diminution statistiquement significative du poids du fœtus à 200 µg As/m³. L'OEHHA a appliqué un **facteur d'incertitude** de 1 000 à cette valeur. Tout changement de poids corporel était considéré comme étant potentiellement néfaste par l'OEHHA. Un changement de poids de 3,7 % a été noté chez les souris exposées à 200 µg As/m³. Dans ce contexte, l'OEHHA a estimé cette valeur comme étant un LOAEL et non un **NOAEL** et a rajouté un facteur d'incertitude de 10 pour refléter ce résultat¹⁰. Selon les lignes directrices de l'OEHHA, lorsque la

⁸ Il faut noter que l'OEHHA applique aussi cette même VTR chronique de 15 ng/m³ à des expositions répétées de 8 heures. À cet égard, puisque l'effet critique considéré en est un sur le développement, l'OEHHA a estimé qu'il pouvait apparaître à n'importe quel moment au cours d'une fenêtre temporelle présumée de susceptibilité durant le développement de l'enfant. Cette présomption commande par prudence de ne pas procéder à un ajustement temporel. Si un tel ajustement avait été fait, la VTR résultante aurait été plus élevée.

⁹ Ce facteur a été utilisé au lieu du facteur par défaut de 10, puisqu'une analyse quantitative de la dose-réponse a été effectuée (c'est-à-dire que les auteurs ont modélisé la courbe dose-réponse).

¹⁰ Prenez note que d'autres organismes sanitaires comme la Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ) et l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) ont estimé qu'une diminution < 5 % du poids corporel chez le fœtus, associée à la valeur de 200 µg As/m³, ne constitue pas un effet néfaste (24,25). Cependant, l'OEHHA juge plutôt que toute diminution statistiquement significative du poids du fœtus est néfaste, car elle augmente la probabilité de mortalité infantile (17).

VTR est fondée sur un effet sur le développement, aucun ajustement temporel n'est appliqué pour obtenir une valeur sur une durée d'exposition plus courte (1 heure dans ce cas-ci). De fait, le facteur d'ajustement temporel aurait eu pour effet d'augmenter la valeur de la VTR. L'ESRTR juge que la VTR de 200 ng As/m³ sur 1 heure peut également être appliquée à une exposition de 24 heures (journalière) étant donné que l'étude critique comprenait des périodes répétées d'exposition durant la gestation. L'autre VTR de courte durée n'a pas été retenue en raison de plus grandes limites dans les inférences par rapport à l'étude clé à la base de cette VTR (détails à l'[annexe 4](#)).

Valeurs repères annuelle et journalière

Pour déterminer si les deux VTR proposées par l'OEHHA et retenues par l'ESRTR demeurent adéquates à la lumière d'éventuels développements scientifiques ayant suivi le processus de détermination de VTR de l'OEHHA en 2014, et puisqu'aucun autre organisme sanitaire n'a à ce jour proposé de VTR chronique non cancérigène pour l'As, une analyse de la littérature scientifique récente a été réalisée (voir les détails à ce propos à l'[annexe 4](#)). En bref, suivant cette revue de la littérature, l'ESRTR conclut que l'utilisation des VTR chronique et de courte durée de l'OEHHA pour l'As demeure appropriée pour protéger les groupes vulnérables. Il faut noter que ces deux VTR ont également été utilisées par la U.S. EPA dans son évaluation des risques pour les fonderies de cuivre aux États-Unis (14).

D'ici à l'atteinte de la norme de 3 ng/m³ du RAA pour l'As, l'ESRTR propose donc, sur une base intérimaire, la valeur repère de 15 ng/m³ comme moyenne annuelle pour protéger la population contre les effets chroniques non cancérigènes et la valeur de 200 ng/m³ comme valeur maximale journalière pour protéger la population contre les effets à court terme non cancérigènes. Ces deux valeurs sont considérées comme protectrices pour les individus les plus vulnérables de la population, notamment les enfants à naître et ceux en bas âge.

En comparaison, l'Ontario dispose uniquement d'un critère de 24 heures de 300 ng/m³ pour l'As (26). Cette valeur est toutefois basée sur le risque de mortalité dû au cancer du poumon et a été dérivée selon une méthodologie qui n'est plus à jour (27).

2.2.2 Cadmium

Norme RAA

Comme pour l'As, la norme annuelle du Cd de 3,6 ng/m³ est un critère provisoire de gestion, puisque la concentration initiale (ou bruit de fond dans l'air ambiant) retenue par le MELCC de 3 ng/m³ est plus élevée que le critère de qualité de l'atmosphère basé sur la santé. Cette norme vise à limiter le risque de cancer du poumon, de la trachée et des bronches (28). La valeur de 3,6 ng/m³ est associée à un risque d'environ 6 cas additionnels par million en utilisant le risque unitaire de la U.S. EPA (29).

Puisque la norme annuelle du RAA pour le Cd est basée sur des effets cancérigènes et qu'il n'y a pas de norme journalière pour ce métal, l'ESRTR a recensé des VTR chroniques ainsi que de courte durée pour protéger la population contre les effets non cancérigènes.

VTR chronique

Cinq VTR chroniques pour le Cd ont été recensées (voir l'[annexe 5](#)). La principale différence entre les valeurs extrêmes est la prise en compte d'autres sources d'exposition au Cd. La valeur de 10 ng/m³ proposée par l'ATSDR et la TCEQ apparaît comme la plus pertinente pour prévenir les effets non cancérigènes lors d'une exposition chronique. Cette valeur est la plus protectrice et elle prend en considération l'apport par l'alimentation; en plus d'avoir été proposée récemment par deux sources, dont une source primaire (voir l'[annexe 3](#)). La valeur de 10 ng/m³ est basée sur des études chez l'humain pour protéger contre des effets du Cd sur les reins; un facteur d'incertitude total de 9 a été appliqué (18,30).

VTR de courte durée

La VTR de courte durée proposée par l'ATSDR de 30 ng/m³, soit la VTR la plus conservatrice, a été retenue par l'ESRTR pour le Cd parmi les trois VTR disponibles (voir l'[annexe 5](#)). Cette VTR, en plus d'avoir été dérivée par une source primaire selon la méthodologie standardisée de l'ESRTR (voir l'[annexe 3](#)), s'applique à une période d'exposition de 1 à 14 jours. Cette période apparaît comme la plus pertinente comme point de repère pour une concentration journalière à ne pas dépasser. La VTR de 30 ng/m³ dérivée par l'ATSDR est basée sur une étude animale (30). Des rats ont été exposés à des concentrations d'oxyde de cadmium 6,2 heures par jour et 5 jours par semaine pendant 2 semaines. Des altérations inflammatoires au niveau des alvéoles pulmonaires ont été observées chez tous les rats exposés à des concentrations supérieures de 88 µg Cd/m³. Cette valeur a été utilisée comme LOAEL¹¹, et un ajustement temporel a été appliqué pour obtenir un POD ajusté de 16 µg Cd/m³ suivi d'une conversion pour obtenir une **concentration équivalente chez l'humain** (POD_{HEC}) de 10 µg Cd/m³. Enfin, un facteur d'incertitude total de 300 a été appliqué à cette concentration.

Valeurs repères annuelle et journalière

L'ESRTR estime que la VTR chronique de 10 ng/m³ est la plus pertinente. Par contre, l'ESRTR ne propose pas cette VTR comme valeur repère. Puisque les concentrations de Cd à la station légale dans les dernières années se situent déjà entre 10 et 12 ng/m³, l'ESRTR retient une valeur repère qui correspond à la norme annuelle de 3,6 ng/m³ comme prochaine étape dans l'esprit d'une amélioration continue et d'une diminution des émissions par la fonderie.

¹¹ Il faut noter que la VTR proposée par la TCEQ pour 24 heures se base sur la même étude clé et le même point de départ que l'ATSDR (voir l'[annexe 5](#)). La différence entre ces deux valeurs repose dans l'ajustement temporel réalisé et dans la conversion pour une concentration équivalente chez l'humain.

L'ESRTR propose aussi une valeur repère de 30 ng/m³ comme concentration maximale journalière pour protéger la population contre les effets non cancérigènes du Cd lors d'une exposition de courte durée.

En comparaison, l'Ontario dispose pour le cadmium d'un critère de 5 ng/m³ comme moyenne annuelle ainsi que d'un critère de 24 heures de 25 ng/m³. La valeur de 5 ng/m³ a été dérivée pour protéger la population contre les effets chroniques rénaux non cancérigènes du cadmium (31). Toutefois, ce critère est considéré comme approprié pour limiter également les effets cancérigènes. Ensuite, un facteur d'ajustement de 5 a été appliqué afin d'obtenir le critère journalier de 25 ng/m³ (26).

2.2.3 Plomb

Norme RAA

La norme annuelle du Pb de 100 ng/m³ se base sur la valeur guide de 500 ng/m³ proposée en 2000 par l'OMS (32). Cette valeur guide a été dérivée à partir d'un niveau de **plombémie** à ne pas dépasser de 10 µg/dL, niveau estimé à l'époque comme n'ayant aucun effet significatif, et en considérant que le bruit de fond est de 3 µg/dL. Le seuil de 500 ng/m³ vise à s'assurer qu'au moins 98 % d'une population exposée, y compris les enfants, a une plombémie inférieure à 10 µg/dL en tenant compte à la fois de l'exposition directe aux concentrations dans l'air ainsi que de l'exposition indirecte aux autres milieux, notamment les sols, contaminés par les retombées atmosphériques. Le MELCC a appliqué un facteur de contribution relative de 20 % à la valeur de 500 ng/m³ pour obtenir la norme de 100 ng/m³ (28).

Étant donné que la norme annuelle du RAA pour le Pb est déjà basée sur des effets non cancérigènes, l'ESRTR propose seulement d'ajouter une valeur repère de courte durée dans les paramètres à respecter par GFH pour protéger la population contre les effets non cancérigènes.

Valeur repère journalière

Aucune VTR de courte durée pour le plomb n'a été proposée par les organismes consultés. Cependant, afin de proposer une valeur repère journalière, l'ESRTR a repris l'approche privilégiée par l'OMS pour dériver sa valeur guide sur laquelle s'appuie la norme du RAA (32), mais en actualisant les paramètres considérés en fonction des données scientifiques les plus récentes. En effet, le Pb est maintenant considéré comme un effet sans seuil, c'est-à-dire que toute exposition est susceptible d'entraîner un effet (5). Ainsi, alors qu'une plombémie de référence prise en compte par l'OMS en 2000 était de 10 µg/dL, l'ESRTR a plutôt opté pour une plombémie de 5 µg/dL, concentration qui correspond au seuil de **maladie à déclaration obligatoire** (MADO) au Québec, soit le seuil à partir duquel une enquête est déclenchée pour déterminer la source d'exposition. De plus, un bruit de fond de 1 µg/dL, plutôt que celui de 3 µg/dL retenu par l'OMS en 2000, a été pris en considération. Le bruit de fond 1 µg/dL correspond à l'intervalle supérieur de la moyenne géométrique de l'Enquête canadienne sur les

mesures de la santé – ECMS¹² (33). À partir de ces balises, l'ESRTR a calculé une valeur provisoire pour le Pb de 350 ng/m³ dans l'air (valeur arrondie) comme valeur repère journalière. Plus de détails sur la dérivation de cette valeur provisoire sont présentés dans l'[annexe 6](#). L'ESRTR souligne aussi l'importance de respecter la moyenne annuelle du RAA de 100 ng/m³ du plomb.

En comparaison, l'Ontario dispose d'un critère de 200 ng/m³ comme moyenne mensuelle et d'un critère de 24 heures de 500 ng/m³. Cette concentration moyenne a été calculée pour une augmentation de la plombémie à 5 µg/dL pour 5 % (ou moins) d'une population de référence. Ceci a été fait en utilisant la valeur de pente de 4.2 proposée par la CalEPA pour décrire la relation entre la concentration dans l'air (µg/m³) et la plombémie (µg/dL)¹³ (34). Ensuite, le critère journalier de 500 ng/m³ a été obtenu en appliquant un facteur de 2,5 – conversion d'une concentration mensuelle à une concentration journalière (35).

De son côté, la U.S. EPA se réfère à une norme mobile de 150 ng/m³ pour 3 mois. Cette valeur a été dérivée pour une baisse de moins de 2 points de QI à partir d'un coefficient de risque médian de -1,75 point de QI par µg/dL et un ratio air/plombémie de 1:7. Selon le document de la U.S. EPA, le ratio utilisé a tenu compte d'autres sources et voies d'exposition au plomb que la seule inhalation d'air (36).

2.2.4 Nickel

Normes RAA

Finalement, pour le Ni, la norme annuelle du RAA de 20 ng/m³ consiste également en un critère provisoire de gestion. Selon le MELCC, ce critère a été retenu « par souci de cohérence avec les autres valeurs de référence utilisées dans le monde ». Cette norme annuelle correspond à environ 3 cas additionnels de cancer du poumon par million en utilisant le risque unitaire de la TCEQ (37).

La norme journalière du RAA de 70 ng/m³ consiste en un critère de qualité de l'atmosphère basé sur la santé pour protéger contre les effets respiratoires non cancérigènes (38). Cette valeur a été dérivée à partir d'un POD de 30 µg Ni/m³ (39), lequel a été ajusté pour une exposition sur 24 heures. Une concentration équivalente chez l'humain a aussi été déterminée, puis un facteur d'incertitude total de 30 a été appliqué (38).

Valeur repère journalière

Le RAA établit déjà une norme journalière pour protéger contre les effets non cancérigènes du Ni. Puisque, selon les données disponibles actuellement, les concentrations de Ni seraient proches de la norme annuelle, cette norme devrait être visée lors des prochains suivis à la station légale.

¹² Cycles 2 à 5 de l'ECMS pour une population de 3 à 79 ans.

¹³ C'est-à-dire qu'une concentration de 1 µg/m³ de Pb dans l'air engendrerait une augmentation de la plombémie de 4,2 µg/dL.

3 ÉVALUATION DU RISQUE NON CANCÉRIGÈNE ET CANCÉRIGÈNE LIÉ AUX ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DÉCOULANT DU PLAN DE RÉDUCTION DE LA FONDERIE HORNE

Cette section a pour objectif de répondre à la question suivante :

À la lumière des valeurs repères (proposées dans la section 2) et de l'avis de l'INSPQ de juin 2022, quels sont les risques résiduels (à compter de 2023) d'effets non cancérigènes et cancérigènes associés au troisième plan d'action bonifié de GFH pour la « réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental »?

Elle est divisée en quatre sous-sections, soit la présentation du scénario de réduction des émissions de GFH (3.1), la description de l'approche méthodologique suivie pour en évaluer le risque non cancérigène et cancérigène (3.2), la mise de l'avant des principaux résultats (3.3), et, enfin, la discussion sur les incertitudes associées à cette évaluation spécifique (3.4).

À RETENIR

En dépit des diminutions des émissions de GFH envisagées dès 2023, des dépassements périodiques des valeurs repères journalières d'As, de Cd et de Pb, observés actuellement à la limite entre la fonderie et le QND, perdureraient jusqu'en 2026. Le Pb présenterait alors la fréquence de dépassement présumée la plus élevée avec 29 % des mesures journalières au-dessus de la valeur repère à la future station légale. De tels dépassements seraient aussi observés jusqu'en 2026 ailleurs dans le QND, bien qu'à une moindre fréquence.

De même, les normes annuelles du RAA pour le Cd et le Pb ne seraient pas atteintes avant 2027 ni à la future station légale ni dans d'autres secteurs du QND. Le plan de réduction des émissions de GFH ne prévoit pas avant 2027 l'atteinte de la valeur repère annuelle de 15 ng/m³ pour l'As à la future station légale. Certains secteurs du QND atteindraient tout de même cette valeur dès 2024. La norme d'As de 3 ng/m³ ne serait atteinte dans aucun secteur du QND dans l'horizon de 5 ans qui est prévu au plan de GFH, même si certains secteurs s'en approcheraient en 2027.

À RETENIR (SUITE)

La réduction du risque cancérigène total découlant du respect du plan de GFH, en ce qui concerne l'As et le Cd, et conditionnelle au respect de la norme annuelle de Ni (non précisé dans le plan de GFH), serait significative pour les générations futures. Il s'agit d'une réduction de 80 % du risque par rapport à la situation actuelle jugée inacceptable par les autorités de santé publique.

Les risques d'apparition d'effets sanitaires associés aux dépassements appréhendés entre 2023 et 2027, bien qu'ils ne soient pas nuls, se situent en toute vraisemblance dans une zone de faible risque. Toutefois, les concentrations actuelles et historiquement élevées et les risques en découlant ont été jugés inacceptables selon les balises suivies en santé publique. Dans ce contexte, toute mesure permettant d'atteindre les valeurs repères proposées ici plus rapidement que ce qui est prévu au plan de la Fonderie Horne constituerait un gain par rapport à la situation actuelle, compte tenu des incertitudes qui persistent.

3.1 Scénario de réduction des émissions de la Fonderie Horne

Dans son 3^e plan d'action bonifié rendu public le 6 septembre 2022 (3), GFH a présenté un scénario de diminution des émissions d'As à compter de 2023 (tableau 3), qui prévoit le respect d'une concentration moyenne annuelle de 65 ng/m³ en 2023, de 45 ng/m³ pour les trois années suivantes et finalement la cible intérimaire de 15 ng/m³ en 2027. Ces valeurs devront être respectées à la future station légale, laquelle sera déplacée par rapport à la station légale actuelle et se trouvera à la limite de la présente zone de transition (voir la carte de l'[annexe 2](#)). Le plan d'action de GFH ne fait mention d'aucun échéancier pour atteindre, à la station légale, la norme du RAA pour l'As.

Toujours selon le plan d'action, les cibles annuelles pour le Cd et le Pb seraient respectivement de 12 ng/m³ et de 450 ng/m³ en 2023, de 9 ng/m³ et 350 ng/m³ pour les trois années suivantes avant d'atteindre les normes de 3,6 ng/m³ pour le Cd et de 100 ng/m³ pour le Pb en 2027 (3). Il faut noter que le Ni n'est pas inclus dans le plan de GFH; des mesures dans les PM₁₀ à la station légale sont toutefois prévues. Ce contaminant est tout de même retenu par l'ESRTR pour l'évaluation des risques de cancer (section 3.3).

Tableau 3 Concentrations d'arsenic, de cadmium et de plomb prévues à la future station légale pour la période de 2023-2027 dans le plan de réduction des émissions de GFH

Métal	Concentrations initiales (cible annuelle en 2022)	Cible annuelle prévue à la station légale par année (ng/m ³)				
		2023	2024	2025	2026	2027
Arsenic	100	65	45	45	45	15
Cadmium	15	12	9	9	9	3,6
Plomb	600	450	350	350	350	100

L'évaluation des risques réalisée ici porte sur le QND seulement, considérant que c'est le quartier présentant les plus fortes concentrations de polluants dans l'air. Ainsi, pour le reste de Rouyn-Noranda, les risques seront plus faibles que ce qui sera évalué dans le présent document. Ceci reflète donc un souci de précaution pour la protection de la santé de la population. Par ailleurs, cette évaluation est prospective, c'est-à-dire, ayant pour objet la situation de départ actuelle et celle attendue à compter de 2023. La partie quantitative de l'évaluation s'attarde donc à l'exposition actuelle de la population et à celle des futures générations dans le cas de l'évaluation du risque cancérigène. Le risque accru de cancer découlant des expositions passées a déjà été évalué dans le document de juin 2022 (1). L'approche prospective est cohérente avec celle employée par la U.S. EPA dans son évaluation du risque résiduel réalisée dans le cadre de la mise à jour des normes applicables aux fonderies de cuivre exploitées aux États-Unis.

3.2 Évaluation du risque non cancérigène

3.2.1 Contexte et approche suivie

L'approche générale suivie pour évaluer le risque d'effets sur la santé autres que le cancer est d'estimer la probabilité de survenue des effets sur la base desquelles les valeurs repères proposées à la section 2 ont été déterminées. Pour ce faire, l'ampleur et la fréquence de concentrations dépassant ces valeurs repères ont été estimées. La méthodologie employée repose sur l'analyse des distributions des concentrations d'As, de Cd et de Pb dans l'air mesurées aux trois stations d'échantillonnage du MELCC situées dans le QND, soit les stations 8006, 8045 et 8049¹⁴ (voir la carte de l'[annexe 2](#)). La station 8006 est située à moins de 2 mètres de la station légale actuelle, soit à la limite de la propriété de GFH et du QND, alors que les stations 8045 et 8049 se trouvent en périphérie du quartier. Il est présumé que les concentrations mesurées à ces trois stations reflètent l'exposition moyenne de la population du QND.

¹⁴ Les données postérieures à des stations d'échantillonnage appartenant à GFH n'étaient pas disponibles.

En ce qui concerne la situation dite « actuelle », les concentrations examinées sont celles ayant été mesurées aux stations d'échantillonnage mentionnées au cours de la période de 2019-2021 et qui sont rapportées dans la base de données du MELCC, laquelle a été fournie par la DSPublique de l'Abitibi-Témiscamingue. Cette base n'incluait pas de données pour le Ni.

Pour ce qui est des concentrations attendues au cours des prochaines années à la lumière du plan de réduction des émissions de GFH, les distributions statistiques des concentrations attendues aux trois stations d'échantillonnage du QND ont été estimées suivant une approche de modélisation probabiliste de Monte Carlo, en tenant notamment compte du déplacement de la future station légale comme prévu dans le plan de GFH (voir les détails dans l'[annexe 7.1](#)). Ces projections se basent sur le portrait de la variation des concentrations journalières mesurées durant la période de 2019-2021 et non pas sur les modélisations théoriques du plan de GFH.

3.2.2 Résultats : fréquence des dépassements des valeurs repères dans la situation actuelle

Les distributions statistiques des concentrations journalières d'As, de Cd et de Pb mesurées entre 2019 et 2021 aux stations d'échantillonnage du QND appartenant au MELCC sont décrites dans le tableau suivant.

Tableau 4 Distributions des concentrations journalières d'arsenic, de cadmium et de plomb (ng/m³) mesurées dans l'air du quartier Notre-Dame aux trois stations d'échantillonnage appartenant au MELCC de 2019 à 2021

Contaminant	Station*	Distribution des concentrations dans l'air (ng/m ³) de 2019 à 2021								% des journées dépassant la valeur repère applicable**
		Moyenne (IC 95 %)	Écart-type	Max	Médiane	P75	P90	P95	P99	
Arsenic	8006	101 (83 - 119)	169	1 170	27	128	283	470	762	16 %
	8045	22 (17,8 - 26)	38	230	5,0	30	59	102	186	< 1 %
	8049	11,9 (8,0 - 15,8)	34	449	2,0	8,5	33	49	136	< 1 %
Cadmium	8006	11,6 (9,6 - 13,5)	18,2	168	4,3	14,4	31	48	76	11 %
	8045	3,2 (2,5 - 3,9)	5,8	47	0,9	4,1	8,3	12,5	25	< 1 %
	8049	1,8 (1,3 - 2,3)	4,4	37	0,2	1,3	3,9	9,1	20	< 1 %
Plomb	8006	552 (461 - 643)	850	4 090	171	714	1 494	2 648	3 778	39 %
	8045	117 (96 - 137)	176	1 070	26	183	338	468	776	9 %
	8049	58 (44 - 71)	121	785	6,0	47	204	377	530	6 %

* n = 337 mesures pour la station 8006, 274 mesures pour la station 8045 et 303 mesures pour la station 8049.

** Valeur repère journalière : 200 ng/m³ pour l'As, 30 ng/m³ pour le Cd et 350 ng/m³ pour le plomb.

Ces résultats montrent qu'entre 2019 et 2021, il y a un dépassement des concentrations maximales journalières recommandées à la section 2 à la station 8006 pour 16 % des journées ayant fait l'objet de mesures pour l'As, pour 11 % d'entre elles dans le cas du Cd et pour 39 % de celles-ci en ce qui a trait au Pb. Dans le cas de l'As et du Cd, le dépassement du critère est essentiellement limité à la station 8006, et constitue donc un enjeu sanitaire se limitant à la population demeurant à proximité de la station, voisine du terrain de GFH. Par contre, en ce qui concerne le Pb, une fraction non négligeable des journées ayant fait l'objet de mesures aux stations 8045 et 8049, soit pour respectivement 9 % et 6 % des journées, ont présenté des concentrations excédant la valeur repère dans l'air ambiant de 350 ng/m³ proposée à la section 2. Puisque ces stations sont situées à l'opposé du terrain de GFH en périphérie du QND (voir la carte de l'[annexe 2](#)), cela suggère qu'une proportion non négligeable des habitants de ce quartier ont été exposés à de tels dépassements. Par ailleurs, les valeurs moyennes journalières suggèrent également que la valeur repère intérimaire de 15 ng/m³ sur une base annuelle pour l'As et la norme du RAA pour le Pb de 100 ng/m³ ont été dépassées dans le secteur du QND situé entre la station 8006 et la station 8045 durant ces trois années. Dans le cas du Cd, la norme du RAA de 3,6 ng/m³ a été dépassée seulement à la station 8006.

3.2.3 Résultats : projections des dépassements des valeurs repères selon le plan de la Fonderie Horne

Les concentrations journalières d'As, de Cd et de Pb dans l'air aux stations d'échantillonnage 8045 et 8049 projetées par simulations de Monte Carlo (voir l'[annexe 7.1](#)), pour chacune des concentrations ciblées dans le plan de GFH à la future station légale, sont rapportées dans le tableau 5. Ce tableau permet par ailleurs d'apprécier la proportion annuelle des journées qui présenteraient alors, à ces stations, des concentrations dans l'air dépassant les valeurs repères journalières mentionnées à la section 2.

Tableau 5 Moyennes annuelles des concentrations journalières d'arsenic, de cadmium et de plomb (ng/m³) estimées dans l'air du quartier Notre-Dame et proportion des journées au cours desquelles la concentration est supérieure à la valeur repère journalière selon les concentrations cibles à la future station légale du plan de GFH

Années	Contaminant	Future station légale relocalisée		Station 8045		Station 8049 ^c	
		Moyenne annuelle cible (ng/m ³) ^A	% des mesures journalières > valeur repère (et 99 ^e cent., ng/m ³) ^B	Moyenne annuelle (ng/m ³)	% des mesures journalières > valeur repère (et 99 ^e cent., ng/m ³) ^B	Moyenne annuelle (ng/m ³)	% des mesures journalières > valeur repère (et 99 ^e cent., ng/m ³) ^B
2023	As	65	≈ 5 (424)	19	< 1	16,1	≈ 1
	Cd	12	≈ 8 (73)	5,3	< 1	4,8	≈ 1
	Pb	450	≈ 38 (2 917)	165	≈ 3 (744)	119	≈ 4 (1 643)
2024-2026	As	45	≈ 2 (293)	13	< 1	5,6	< 1
	Cd	9	≈ 5 (56)	4	< 1	3,6	□ 1
	Pb	350	≈ 29 (2 131)	128	≈ 4 (579)	93	≈ 4 (1 278)
2027	As	15	0 ^D	4,4	0 ^D	3,7	< 1
	Cd	3,6	< 1	1,6	0 ^D	1,4	< 1
	Pb	100	≈ 4 (634)	37	0 ^D	26	< 1

^A Selon le plan de GFH.

^B Critère journalier : 200 ng/m³ pour l'As, 30 ng/m³ pour le Cd et 350 ng/m³ pour le plomb. Le 99^e centile est indiqué seulement lorsqu'environ 2 % ou plus des mesures journalières dépassent le critère journalier.

^C En raison de la forme des distributions statistiques des concentrations mesurées entre 2019 et 2021 à la station 8049, et de la variation journalière des concentrations qui y a été enregistrée, une plus grande incertitude résiduelle persiste sur les projections à cette station, comparativement aux deux autres stations. Ainsi, la concentration moyenne projetée à la station 8049 pour l'année 2023 est plus élevée que la concentration moyenne mesurée en 2019-2021 (tableau 4). Il est donc requis d'interpréter avec prudence les résultats en découlant, notamment au regard de la comparaison des résultats avec les autres stations.

^D Lorsque la valeur maximale simulée est inférieure au critère journalier, il a été considéré que la proportion de dépassements est de 0 %.

Note : Un dépassement de la norme du RAA est indiqué en gras dans le tableau.

Ces résultats mettent en lumière que, pour l'As et le Cd, l'enjeu du dépassement de la valeur repère journalière se limiterait essentiellement au voisinage de la future station légale, et seulement pour 2023. En ce qui concerne le Pb par contre, la situation attendue entre 2023 et 2026 devrait se traduire par une proportion significative de journées pour lesquelles la valeur repère de 350 ng/m³ serait dépassée. Dès 2024, l'ampleur et la fréquence des dépassements des valeurs repères journalières seraient sensiblement réduites.

Par ailleurs, la valeur repère intérimaire de 15 ng/m³ pour l'As serait dépassée aux trois stations d'échantillonnage au cours de l'année 2023, tout comme la norme du RAA pour le Cd et le Pb. Ceci suggère que la population qui réside entre ces stations d'échantillonnage serait exposée à

des moyennes annuelles excédant ces trois valeurs repères. Le respect de la valeur repère annuelle intérimaire pour l'As et des normes applicables pour le Cd et le Pb à la station légale en 2027 permettrait de se conformer aux normes du RAA aux autres stations pour le Cd et le Pb, et de s'en approcher considérablement (entre 3,7 et 4,4 ng/m³) dans le cas de l'As.

3.2.4 Interprétation des risques liés aux dépassements des valeurs repères

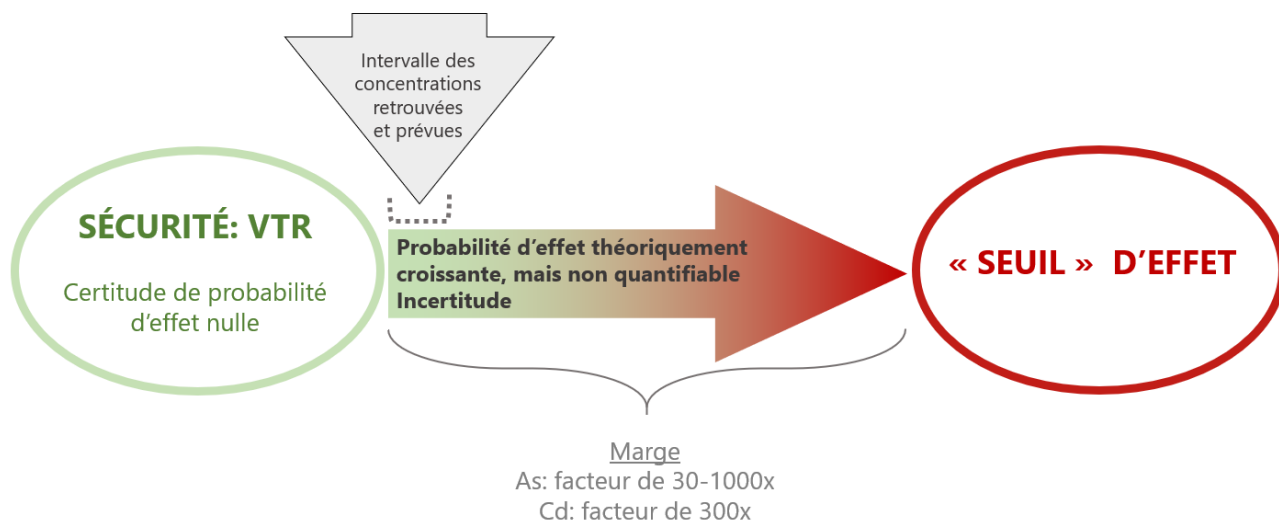
Pour les effets non cancérogènes, l'interprétation d'un dépassement d'une valeur repère est différente pour l'As et le Cd comparativement à l'interprétation d'un dépassement pour le Pb. En ce qui concerne l'As et le Cd, le respect des valeurs repères décrites à la section 2 sous-tend une absence de risque. De fait, les effets néfastes à la base de la détermination de ces valeurs présentent un seuil d'exposition en deçà duquel la probabilité d'effet est nulle (risque zéro). En contrepartie, le dépassement d'une valeur repère ne signifie pas pour autant une apparition automatique de risque. Cela signifie plutôt que l'absence de risque ne peut plus être garantie, et qu'on ne peut pas en théorie exclure à 100 % qu'un effet puisse apparaître chez les individus les plus sensibles. La probabilité d'effet devient ici non nulle, mais, qualitativement, elle demeure selon toute vraisemblance très faible au départ et augmente à mesure que le dépassement s'accroît. Quantitativement toutefois, il n'est pas possible d'estimer précisément cette probabilité d'effet (figure 1). Similairement à l'approche standard en évaluation des risques, qui relève de l'évaluation de la marge d'exposition¹⁵, il est possible cependant de porter un jugement semi-quantitatif. Ainsi, la marge entre les valeurs repères retenues ici et le seuil d'apparition d'effet présumé pour l'As et le Cd varie entre un facteur de 30 et de 1 000 (soit le produit des facteurs d'incertitude appliqués dans la dérivation de la valeur repère – voir la section 2). En comparaison, les dépassements par un facteur de 2 à 4 des valeurs repères retenues pour ces deux contaminants, soit au 99^e centile des distributions, demeurent loin des seuils d'apparition d'effet (voir le tableau précédent). Le risque lié aux dépassements futurs, anticipés selon le plan de réduction des émissions de GFH, se situe donc selon toute vraisemblance dans la zone de faible risque.

Toutefois, l'absence de risque ne peut pas être garantie en raison du dépassement des valeurs repère. De plus, le risque associé aux expositions historiques, en particulier pour le Cd et le Pb qui peuvent s'accumuler dans l'organisme, n'a pas été quantifié. Dans ce contexte, et considérant que la situation actuelle génère des risques qui dépassent les balises généralement convenues en santé publique (1,12), l'INSPQ souligne l'importance d'atteindre le plus rapidement possible les valeurs repères définies à la section 2.

¹⁵ Le concept de marge d'exposition (*Margin of Exposure*), utilisé par plusieurs organismes sanitaires à travers le monde, se calcule comme étant le rapport entre le POD, avec ou sans seuil, et l'exposition d'intérêt. L'appréciation semi-quantitative du risque se fait selon de l'ampleur de ce rapport : plus il est élevé, plus le risque est bas (40,41).

Figure 1 Schéma conceptuel pour l'interprétation qualitative du risque pour des dépassements (zone pointillée) de valeurs toxicologiques de référence (VTR) avec seuil découlant du plan de GFH pour l'arsenic (As) et le cadmium (Cd)

Dépassement des valeurs toxicologiques de référence (VTR)



En ce qui concerne le Pb, l'interprétation du risque lié au dépassement des valeurs repères se fait différemment. En effet, l'effet toxique du plomb (la réduction du QI), sur la base duquel la norme du RAA et la valeur repère journalière de 350 ng/m³ sont élaborées, est considéré comme étant sans seuil. Ainsi, toute exposition est susceptible d'entraîner un effet, dans la mesure où cette exposition peut accroître la plombémie. Il est généralement considéré que la relation inverse entre la plombémie et le QI est telle que chaque augmentation de 1 µg/dL de plombémie moyenne dans la population peut être liée à une perte d'un point du QI moyen de cette population, et ce, jusqu'à des concentrations aussi basses qu'environ 1 µg/dL (5).

Dans cette perspective, l'appréciation du risque dû à l'exposition au Pb présent dans l'air peut donc se faire par l'entremise de l'estimation de l'impact de cette exposition sur la plombémie au moyen du modèle *Integrated Exposure Uptake Biokinetic* (IEUBK) de la U.S. EPA (31,32). Ce modèle est largement utilisé par la communauté scientifique pour simuler la cinétique du plomb dans l'organisme humain suivant des expositions continues d'origine environnementale (des précisions se trouvent à l'[annexe 8](#)). Selon les projections du modèle, une augmentation de la plombémie de 0,7 µg/dL chez les enfants de 3 à 5 ans découlerait de l'inhalation continue du 95^e centile des concentrations mesurées à la station 8006 entre 2019 et 2021. Cette augmentation serait de 0,4 µg/dL en se basant sur le 95^e centile de la concentration de Pb projetée en 2023 à la future station légale. Théoriquement, ces chiffres peuvent se traduire par une perte de moins de 1 point de QI en moyenne pour cette frange de la population. La perte

d'un point de QI à l'échelle d'une population est considérée comme étant un effet non négligeable en santé publique, mais cette perte n'est pas mesurable et ne présente pas d'impact clinique à l'échelle individuelle en raison de la grande variabilité temporelle intra-individu de ce paramètre (5). Par ailleurs, dans la réalité, le risque sera nettement plus faible, car les concentrations de Pb dans l'air ne seront pas maintenues de manière continue au 95^e centile. Cette simulation ne tient toutefois pas compte des autres voies d'exposition, mais uniquement de l'inhalation. Une simulation de la plombémie résultant de l'ingestion du Pb présent dans les sols est présentée à la section 5.

3.3 Risque cancérigène évalué en fonction du scénario de réduction des émissions prévu par GFH

3.3.1 Contexte et approche suivie

L'évaluation prospective du risque de cancer a porté sur l'As, le Cd et le Ni. Il s'agit de trois contaminants susceptibles de causer le cancer du poumon et, pour cette raison, ils sont considérés comme des cancérigènes pour l'humain (groupe 1) par le Centre international de Recherche sur le Cancer (CIRC). L'exercice effectué ici est similaire à l'évaluation réalisée en juin 2022 (1), soit en évaluant une concentration d'exposition moyenne sur toute la durée de la vie, mais en ajustant les scénarios d'exposition pour la population du QND en fonction des concentrations de ces métaux dans l'air, projetées sur les 70 prochaines années à partir du scénario de réduction des émissions atmosphériques de GFH présenté à la section 3.1.

Estimation des concentrations d'exposition pour la population du QND entre 2023 et 2092

Pour estimer la concentration moyenne pondérée d'As, de Cd et de Ni à laquelle la population du QND serait exposée durant 70 ans à compter de 2023, il est nécessaire de faire des projections sur la concentration moyenne annuelle attendue pour les 65 années au-delà de la période de 5 ans prévue dans le plan actuel de GFH. Dans le cas de l'As, en l'absence d'indications dans le plan de GFH quant à l'échéancier d'atteinte de la norme du RAA, trois hypothèses ont été examinées concernant les concentrations maintenues au-delà de 2027, soit i) le maintien de la valeur de 15 ng/m³; ii) l'atteinte de l'intervalle de confiance supérieur à 95 % sur le bruit de fond estimé par le MELCC, qui est de 5 ng/m³ (42) et iii) le respect de la norme du RAA de 3 ng/m³. Par ailleurs, comme ce plan prévoit le respect de la norme du RAA pour le Cd à compter de 2027, c'est cette valeur qui a été retenue à partir de 2027. Le plan de GFH ne présente pas de cible pour le Ni, mais plutôt la moyenne annuelle mesurée en 2021 à la station légale. Il a été présumé ici que, pour 2023, la réduction attendue pour le Ni serait équivalente à celle anticipée par GFH pour l'As (-35 %). Dès 2024, il a été présumé que c'est la norme du RAA qui serait maintenue (20 ng/m³)¹⁶.

¹⁶ En appliquant la tendance de réduction des concentrations d'As pour ces années (-55 %), une moyenne annuelle inférieure à la valeur du RAA serait obtenue. Le choix d'appliquer la norme du RAA permet donc de maximiser l'exposition attendue, et cela reflète donc le souci de précaution.

Selon le scénario décrit au paragraphe précédent, les concentrations moyennes annuelles à la future station légale ont été calculées de manière probabiliste par simulation de Monte Carlo de la même manière que décrit à la sous-section 3.2.1., à partir des distributions des concentrations à chacune des trois stations d'échantillonnage du QND. Ne disposant pas de données récentes pour le Ni, il a été présumé de manière prudente que son comportement suivrait celui du Cd en ce qui a trait au ratio entre les concentrations mesurées aux stations 8045 et 8049 par rapport à la station légale. Selon l'équation 1, la concentration moyenne pondérée d'exposition sur 70 ans ($C_{moy.pond}$) pour chaque contaminant a été calculée comme étant la moyenne arithmétique des distributions de concentrations simulées pour chaque station d'échantillonnage présente sur le territoire ($C_{moy.station}$), ce qui sous-tend que les données propres à chacune des trois stations d'échantillonnage reflètent l'exposition d'une proportion équivalente de la population du quartier, soit un tiers pour chaque station. Le paramètre $C_{moy.station}$ pour l'As, le Cd et le Ni à chaque station a été pondéré en fonction de la durée à laquelle chaque valeur de concentration indiquée au tableau 3 aura cours à la future station légale selon le scénario d'exposition associé au plan de GFH à compter de 2023. Autrement dit, chaque concentration indiquée entre 2023 et 2027 a cours à la future station légale sur une période de 1 an (sur un total de 70 ans), alors que la concentration indiquée à compter de 2028 perdure pour une période de 65 ans.

$$C_{moy.pond} = \Sigma(C_{moy.station})/3$$

Équation 1

Enfin, par souci de comparaison, un scénario « statu quo », pour lequel aucun changement ne serait apporté pour les 70 prochaines années par rapport aux concentrations mesurées entre 2019 et 2021 (tableau 4) aux trois stations du MELCC situées dans le QND, a aussi été simulé.

Valeurs de risques unitaires de cancer du poumon retenues

Les valeurs de **risques unitaires (RU)** de cancer du poumon retenues sont celles de l'avis de juin 2022 en plus des valeurs requises pour le Ni, lesquelles ont été identifiées selon la même méthodologie que celle de l'[annexe 3](#). En résumé, ce sont les risques unitaires de cancer déterminés par l'OEHA, l'OMS, la U.S. EPA, Santé Canada et la TCEQ (voir l'[annexe 9](#)). Toutefois, plutôt que de présenter le risque de cancer pour chaque valeur de risque unitaire comme pour l'avis précédent, la moyenne géométrique de ceux-ci a été calculée. Ceci permet de compter sur une valeur unique de RU sur laquelle les valeurs extrêmes de RU ont moins d'influence, donc de refléter le mieux possible le consensus moyen des divers organismes sanitaires ayant émis des RU. Il faut noter toutefois que, pour ce faire, les RU qui découleraient de l'intervalle de confiance à 95 % supérieur sur la pente de la relation dose-réponse calculée par la TCEQ pour l'As, le Cd et le Ni, plutôt que l'estimation centrale de ces relations comme utilisée dans le rapport de juin 2022, ont été retenues. En effet, comme c'est une moyenne géométrique des RU qui a été calculée, il était nécessaire que cela se fasse sur des bases statistiques comparables pour les RU de chaque organisme sanitaire pris en compte. Or, à l'exception du RU de la TCEQ, tous les RU émis par ces organismes correspondent à l'intervalle de confiance à 95 % supérieur sur la pente

de la relation dose-réponse, et non pas à la tendance centrale. Ceci a pour effet d'augmenter la moyenne géométrique des RU d'entre 6 et 20 % selon le contaminant.

La moyenne géométrique des RU considérés pour l'As, le Cd et le Ni est respectivement de $1,9 \times 10^{-6}$, de $2,9 \times 10^{-6}$ et de $4,5 \times 10^{-7}$ (ng/m^3)⁻¹. Par souci de comparaison et de prudence, les risques ont également été calculés en considérant le RU le plus protecteur (le plus élevé) parmi ceux répertoriés dans le rapport de juin 2022, soit celui de Santé Canada, pour les trois substances concernées. Ce RU est respectivement de $6,4 \times 10^{-6}$, de $9,8 \times 10^{-6}$ et de $1,3 \times 10^{-6}$ (ng/m^3)⁻¹ pour l'As, le Cd et le Ni (voir le tableau 6).

Tableau 6 Sommaire de risques unitaires (RU) utilisés pour l'évaluation du risque cancérigène

Contaminant	Risques unitaires (RU) proposés par divers organismes (ng/m^3) ⁻¹					Moyenne Géo RU (ng/m^3) ⁻¹
	IRIS	OMS	SC	TCEQ*	OEHHA	
As	$4,3 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$6,4 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-7}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$1,9 \times 10^{-6}$
Cd	$1,8 \times 10^{-6}$	S. O.	$9,8 \times 10^{-6}$	$1,0 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-6}$	$2,9 \times 10^{-6}$
Ni	$4,8 \times 10^{-4**}$	$3,8 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$3,2 \times 10^{-7}$	$2,6 \times 10^{-7}$	$4,5 \times 10^{-7}$

S.O. sans objet

* Les risques unitaires de la TCEQ utilisés pour le calcul de la moyenne géométrique correspondent à l'intervalle de confiance (95 %) supérieure de la pente.

** Cette valeur correspond au risque unitaire pour le sous-sulfure de nickel dérivé par la U.S. EPA, lequel est le plus élevé parmi les RU pour le Ni calculés par cet organisme (43).

Pour calculer le risque de cancer du poumon lié à chacun des trois contaminant, sa valeur de RU est multipliée par sa valeur de C_{moy.pond}. Le risque total de cancer du poumon, soit celui associé à la présence simultanée dans l'air du QND des concentrations d'As, de Cd et de Ni, est ensuite obtenu en additionnant ces trois risques.

3.3.2 Résultats

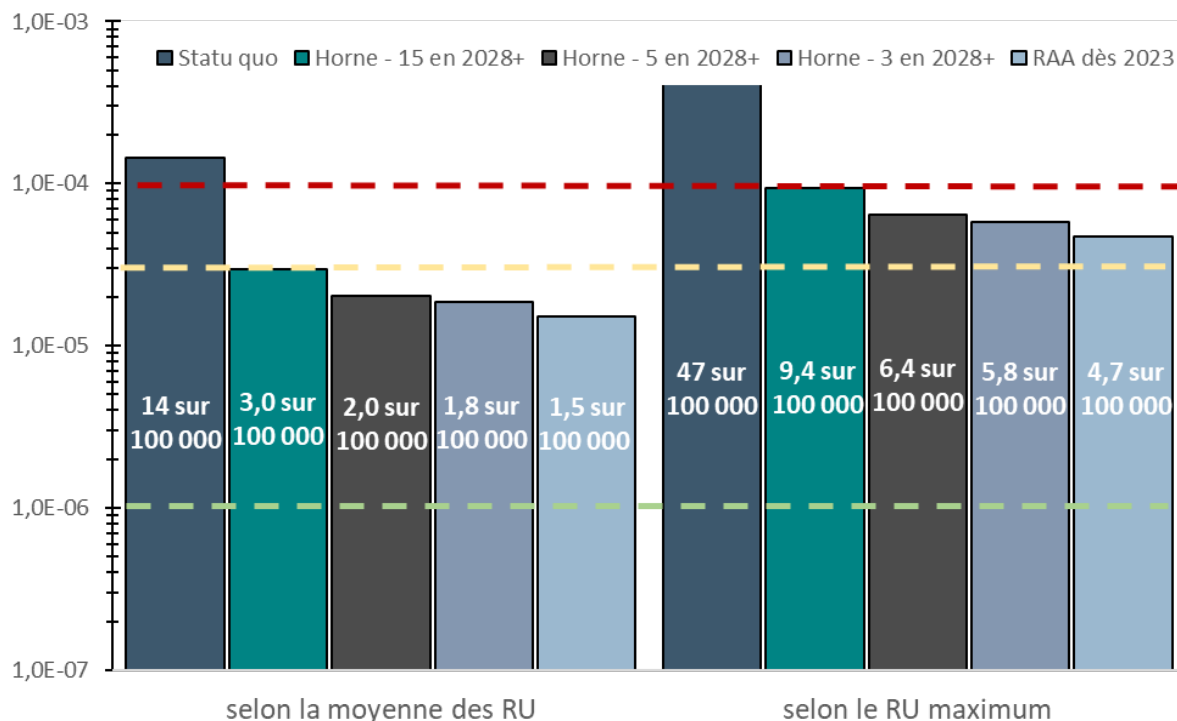
L'ensemble des concentrations d'exposition moyennes pondérées sur 70 ans estimées pour le QND et requises pour l'évaluation du risque cancérigène sont présentées dans le tableau 7. Par exemple, les concentrations moyennes pondérées obtenues sur 70 ans dans le QND sont de 3,0, de 3,9 et de 8,7 ng/m^3 pour l'As, selon la concentration maintenue à la future station légale entre 2028 et 2092 (soit 3, 5 ou 15 ng/m^3).

Tableau 7 Moyennes des distributions de concentrations moyennes pondérées sur 70 ans (2023-2092) pour le quartier Notre-Dame (QND) utilisées pour la présente évaluation du risque cancérigène

Scénario	Moyenne des distributions de concentrations moyennes pondérées sur 70 ans dans le QND, 2023-2092 (ng/m ³)		
	Arsenic	Cadmium	Nickel
Statu quo	58,7	7,3	19,8
Réduction GFH – 15 ng/m ³ d'As après 2028	8,7	2,4	12,3
Réduction GFH – 5 ng/m ³ d'As après 2028	3,9	2,4	12,3
Réduction GFH – 3 ng/m ³ d'As après 2028	3,0	2,4	12,3
Respect des normes RAA dès 2023	1,5	2,2	12,3

Les risques prospectifs totaux de cancer du poumon obtenus – qui incluent ceux attribuables à l'As, au Cd et au Ni – sont illustrés dans la figure 2, selon que c'est la moyenne géométrique des RU ou encore le RU maximum qui est utilisé dans le calcul. De plus, les trois scénarios de maintien des émissions d'As entre 2028 et 2092 sont mis en évidence à la figure 2 (soit une concentration de 15, de 5 ou de 3 ng/m³). Par souci de comparaison, le risque cancérigène correspondant au respect des normes du RAA (As, Cd et Ni) dès 2023 à la future station légale ainsi que le statu quo sont également présentés. Dans la même veine, le risque considéré généralement comme inacceptable par les organismes sanitaires internationaux pour des expositions environnementales – 1 sur 10 000, celui pris en compte pour la gestion du risque pour les fonderies de cuivre des États-Unis – 3 sur 100 000 (14) ainsi que le risque considéré comme négligeable au Québec – 1 sur 1 million – sont aussi soulignés dans la figure par des lignes pointillées.

Figure 2 Risque prospectif total (As + Cd + Ni) de cancer du poumon dans le QND pour le statu quo et selon le scénario de réduction des émissions de GFH pour l'As et le Cd d'ici 2027, pour trois concentrations d'As maintenues à compter de 2028, ainsi qu'en vertu du respect des normes du RAA dès 2023



Note : Le risque considéré généralement comme inacceptable est représenté par une ligne pointillée rouge, celui proposé comme étant acceptable pour le cas spécifique des fonderies de cuivre aux États-Unis est représenté par une ligne pointillée jaune et celui proposé comme étant négligeable au Québec est représenté par une ligne pointillée verte dans la figure.

On observe qu'en considérant la moyenne des RU ou le RU maximal disponible, le statu quo génère un risque qui excède la balise généralement considérée comme inacceptable par les grands organismes sanitaires internationaux pour les expositions environnementales. Indépendamment des concentrations maintenues après 2027, le scénario de réduction des émissions prévu par GFH contribuerait à réduire de manière importante, par rapport au statu quo, le risque prospectif sur les 70 prochaines années, soit par un facteur de près de 80 %. L'atteinte, à partir de 2028, de l'estimation supérieure du bruit de fond – 5 ng/m³ (42) – ou encore de la norme de 3 ng/m³ du RAA (9) permettrait de porter cette réduction à près de 90 %, ce qui met en exergue le gain de santé publique par l'atteinte de la norme à terme. Dans tous les cas de figure, le risque jugé négligeable ne pourra pas être atteint, même avec le respect des normes à partir de 2023. Toutefois, en utilisant la moyenne des RU, le risque se rapprocherait ou serait inférieur au risque de 3 sur 100 000 proposé aux États-Unis comme étant un risque global acceptable de cancer du poumon dans le contexte spécifique de l'environnement voisin des fonderies de cuivre (14). Même en utilisant le RU maximal (plus conservateur), le risque ne dépasse pas le niveau jugé comme inacceptable de 1 sur 10 000 pour tous les scénarios de réduction.

3.4 Incertitudes liées à l'évaluation du risque cancérigène et non cancérigène

Comme pour tout processus d'évaluation du risque pour la santé, tant cancérigène que non cancérigène, la présente évaluation du risque comporte des incertitudes qui peuvent être catégorisées en fonction des deux composantes principales de l'évaluation du risque, c'est-à-dire le potentiel toxique, que reflètent les valeurs repères et les RU utilisés, et l'approche d'évaluation de l'exposition.

Les valeurs repères proposées à la section 2 sont empreintes de plusieurs sources d'incertitude, qui sont également inhérentes à tout processus de détermination de VTR, de critères ou de normes. C'est par souci de précaution au vu de ces incertitudes que les facteurs d'incertitude applicables sont pris en considération par les organismes sanitaires lors du processus de détermination des valeurs repères. Ainsi, ces valeurs sont considérées par la communauté scientifique comme conservatrices. Elles reflètent aussi le souci de protéger la population contre tous les effets néfastes possibles. C'est dans cette perspective que sont généralement utilisées les données de départ portant sur l'effet dit « le plus sensible », c'est-à-dire l'effet apparaissant à la plus faible exposition, parmi les effets relevés dans la littérature scientifique. Ceci, même si l'effet le plus sensible n'est pas toujours celui pour lequel la démonstration de causalité est la plus forte parmi tous les effets recensés.

En ce qui concerne les valeurs de RU cancérigène employées, il est bon de rappeler que leur détermination par les divers organismes sanitaires consultés découle de processus d'extrapolation à des doses plus faibles que les données observables, qui relèvent de modèles dont le choix peut influencer la valeur de RU. Ceci, de même que le choix de l'étude des données de départ observables, peut expliquer les variations parfois importantes entre les valeurs de RU de divers organismes pour une même substance. Par ailleurs, il est vrai qu'en étant déterminée à partir de données issues de cohortes de travailleurs, la possible susceptibilité accrue d'autres groupes de la société qui ne font pas partie de la population des travailleurs n'est pas prise en compte. À cet égard, la U.S. EPA recommande un ajustement pour l'exposition ayant cours avant l'âge de 17 ans, ce qui a pour effet de presque doubler le risque pour une exposition vie-durant donnée, mais seulement pour les contaminants dont la cancérogénicité découle de mécanismes génotoxiques (44). Or, les substances en cause ici ne répondent pas à ce critère. Par ailleurs, les organismes sanitaires considèrent l'intervalle de confiance supérieur sur le risque associé à un intervalle de confiance inférieur de dose lors de la détermination des RU à partir des données de cohortes de travailleurs. Ceci permet de maximiser le risque pouvant être estimé à partir de ces données, ce qui contribue à compenser pour l'incertitude liée à la possible susceptibilité accrue des non-travailleurs.

Afin d'amoindrir l'impact de l'incertitude relative au choix d'une valeur de RU parmi d'autres sur l'évaluation du risque, la valeur de la moyenne géométrique des RU disponibles a ici été retenue. Cette approche est cohérente avec la méthode suivie dans d'autres circonstances par des évaluateurs de risque confrontés au fait de devoir choisir parmi plusieurs valeurs de RU sensiblement différentes (17,32,45). Par souci de précaution et de transparence, le RU le plus protecteur a également été considéré.

Il faut noter enfin que la présente évaluation du risque cancérigène concerne le cancer du poumon étant donné que c'est celui qui est le plus fortement lié aux contaminants à l'étude. Toutefois, il faut mentionner qu'une valeur de RU de $1,2 \times 10^{-5} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ a été proposée pour le Pb en lien avec le cancer du rein par l'OEHA (46). Ce RU n'a pas été analysé en détail; les calculs préliminaires montrent qu'il n'y aurait pas d'incidence notable sur les résultats de risque total de cancer¹⁷. D'autres considérations relatives au choix des valeurs de RU ont été décrites dans l'étude de juin 2022 (1).

Enfin, il est théoriquement possible que des interactions entre les métaux présents dans l'air du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda modifient, notamment à la hausse, les estimations de risque réalisées ici. Une analyse plus détaillée du traitement de cette question fait dans la littérature scientifique est présentée à l'[annexe 10](#). Essentiellement, la démonstration d'interactions n'a été mise en évidence que dans des conditions où l'exposition était nettement plus élevée que le domaine d'exposition dont il est question dans le cas des émissions de GFH. Par ailleurs, la littérature scientifique ne relève pas d'étude solide ayant démontré de synergies entre l'arsenic et le cadmium ou le nickel sur la cancérogénicité de ces trois contaminants (47). De manière générale donc, si de telles interactions se produisaient aux concentrations observées, il est probable que les effets en découlant, tant cancérigènes que non cancérigènes, ne seraient pas d'une très grande ampleur. Par conséquent, l'évaluation des risques réalisée ici n'a pas été pondérée pour tenir compte de la possibilité d'interactions, et les risques cancérigènes de l'As, du Cd et du Ni n'ont été qu'additionnés afin de représenter la situation observée.

L'estimation de l'exposition réalisée ici comprend une incertitude liée au fait qu'il est difficile d'estimer les concentrations de métaux auxquelles la population du QND est ou sera réellement exposée sur la base des seules données issues des trois stations d'échantillonnage du MELCC (voir la carte à l'[annexe 2](#)). En particulier, l'analyse des données montre que celles-ci sont fortement hétérogènes d'une station à une autre; les concentrations mesurées à la station 8006 étant généralement nettement plus élevées que celles mesurées aux autres stations. Cette hétérogénéité, et le fait que la diminution des concentrations avec la distance à partir de la station 8006 n'est vraisemblablement pas linéaire, entraîne une surestimation probable de

¹⁷ Par souci de transparence, l'application de ce RU aux concentrations trouvées dans l'air du QND, selon la projection de GFH pour 2023 à la future station légale ou selon les concentrations de 450 ng/m³ mesurées à la station 8006 entre 2019 et 2021, générerait un risque compris entre 1 et 5 cas supplémentaires sur 1 million.

l'exposition lorsqu'on émet la prémisse, comme dans le cas ici, que chaque station d'échantillonnage reflète l'exposition du tiers de la population du QND. Les auteurs du présent document ne disposaient pas, au moment d'écrire ces lignes, de données permettant d'estimer cette fraction pour chaque station. Toutefois, le fait que les stations d'échantillonnage considérées se trouvent à des limites opposées du QND et que la station 8006 est voisine du site de GFH permet d'exclure avec confiance une sous-estimation de l'exposition moyenne pondérée, ce qui est en accord avec une approche protectrice de santé publique.

Enfin, le risque découlant des autres contaminants associés au cancer du poumon émis par GFH, notamment pour les matières particulaires et le chrome, n'a pas été évalué ici, faute de données appropriées. Le risque évalué serait vraisemblablement augmenté si c'était le cas, dans la mesure où les études en milieu de travail utilisées pour déterminer les RU n'auraient pas été contrôlées pour l'effet de ces contaminants. Par ailleurs, les stations d'échantillonnage à la source des données utilisées ici étant situées en hauteur, il est possible que la part de la contamination de l'air de la zone respirable des habitants par la remise en suspension de particules du sol ne soit pas prise en compte ou qu'elle le soit partiellement. Le cas échéant, une sous-estimation de l'exposition et du risque correspondant en résulte.

4 ENJEUX COMPLÉMENTAIRES EN LIEN AVEC L'EXPOSITION DE LA POPULATION AUX ÉMISSIONS ATMOSPHÉRIQUES DE GFH

Dans les sections précédentes, l'arsenic, le cadmium, le nickel et le plomb ont été priorisés afin de répondre aux questions posées par les autorités de santé publique ayant demandé cette évaluation du risque. Or, des enjeux complémentaires concernant les autres contaminants, la caractérisation environnementale et l'exposition de la population seraient à prendre en considération en vue du renouvellement de l'autorisation ministérielle pour GFH. Ces enjeux sont abordés dans la présente section.

À RETENIR

Ajouter certains contaminants à ceux actuellement suivis à la station légale et dans le QND serait nécessaire afin d'obtenir une meilleure caractérisation de l'exposition de la population à d'autres contaminants potentiellement d'intérêt sanitaire. Par exemple, la présence de dioxyde de soufre ou de chrome pourrait être surveillée. L'INSPQ souligne l'importance de bonifier le réseau de suivi des concentrations des contaminants déjà mis en œuvre à divers endroits du QND et de RN.

Il serait également pertinent de documenter les teneurs des contaminants utilisés dans les activités industrielles de GFH (intrants) afin d'identifier l'ensemble des contaminants potentiellement rejetés.

Le respect, à la station légale, de l'ensemble des normes de qualité de l'atmosphère applicables à tous les contaminants du RAA pourrait être examiné comme une avenue de gestion permettant de limiter l'exposition de la population de RN à plusieurs autres contaminants.

Enfin, l'INSPQ souligne que les autorités de santé publique et la communauté de RN devraient avoir accès aux données utiles à l'appréciation de l'exposition populationnelle comme les données de suivi de la qualité de l'air, d'émissions atmosphériques et d'intrants.

4.1 Ajout de contaminants à ceux suivis à la station légale

Outre son exposition à l'As, au Cd, au Ni et au Pb, la population du QND, tout comme celle des autres quartiers de RN, est potentiellement exposée aux autres contaminants rejetés par GFH. Les suivis effectués à la station légale permettent de mesurer les concentrations des contaminants dans l'air ambiant au point de l'exposition maximale potentielle des individus. La station légale actuelle est située à la limite entre le site de la fonderie et les premières résidences

du QND (voir la carte de l'[annexe 2](#)). Selon l'attestation d'assainissement (AA) en vigueur, seul un suivi pendant 24 heures tous les trois jours est exigé pour l'antimoine, l'arsenic, le béryllium, le bismuth, le cadmium, le cuivre, les matières particulaires totales, le plomb et le zinc (7).

Or, ces contaminants ne constituent qu'une partie de la liste des contaminants auxquels la population pourrait être exposée (section 1). Le programme de suivi à la station légale bénéficierait de l'ajout des 19 autres contaminants¹⁸ qui font l'objet d'une norme de qualité de l'atmosphère à l'annexe K du RAA et d'un critère de qualité de l'atmosphère¹⁹ déterminée par le MELCC. Les sous-sections qui suivent discutent de certains d'entre eux compte tenu de leur importance au regard de l'exposition et des risques sanitaires.

4.1.1 Contaminants au potentiel toxique élevé

Parmi ces 19 contaminants, l'argent, les dioxines et les furanes, le mercure, le thallium et le chrome (hexavalent et trivalent) ont un potentiel toxique élevé (voir l'[annexe 1](#)); leur ajout à la liste des contaminants suivis à la station légale s'avère d'autant plus pertinent. Il faut noter que le chrome hexavalent n'est pas déclaré par GFH à l'INRP, mais pourrait tout de même être rejeté dans l'air ambiant²⁰. En effet, selon un rapport récent de la U.S. EPA, les deux fonderies de cuivre encore en activité aux États-Unis rejettent du chrome hexavalent, bien que ce soit en une moindre quantité que le chrome trivalent²¹ (14). Le programme de suivi à la station légale serait davantage bonifié si les deux formes de chrome étaient mesurées. De même, l'hexachlorobenzène, un autre des contaminants auquel la population pourrait être exposée, possède un potentiel toxique élevé ([annexe 1](#)); sa caractérisation à la station légale serait pertinente, même s'il ne fait pas objet d'une norme ou d'un critère.

4.1.2 Dioxyde de soufre

Selon les données compilées dans le tableau A1-1, 88 % des rejets totaux, en tonnes, déclarés par GFH sont constitués de dioxyde de soufre (SO₂). La littérature scientifique est sans équivoque au sujet de l'exposition aux polluants atmosphériques, dont fait partie le SO₂, et du développement d'effets sur la santé (50,51). Le SO₂ est considéré comme un irritant des voies respiratoires (51). L'exposition de courte durée au SO₂ montre une association causale jugée fort probable avec la mortalité respiratoire et la morbidité respiratoire – ex. : symptômes respiratoires, visites aux urgences et hospitalisations (50,51). Des études épidémiologiques

¹⁸ Soit, l'argent, le baryum, le chrome, le chlore, le chlorure d'hydrogène, le cobalt, les dioxines et les furanes, le dioxyde d'azote, le dioxyde de soufre, l'étain, le mercure, le manganèse, le monoxyde de carbone, le nickel, les PM_{2,5}, le sélénium, le tellure, le thallium et le vanadium (voir l'[annexe 11](#)).

¹⁹ Les critères de qualité de l'atmosphère sont déterminés à partir de la méthodologie d'évaluation des risques; ils s'appuient donc sur des données scientifiques. Chaque norme de l'annexe K est d'abord établie à partir d'un critère de qualité de l'atmosphère. Le MELCC a publié un plus grand nombre de critères que de normes (48).

²⁰ Pour être déclaré à l'INRP, un contaminant doit être émis au-delà d'un certain seuil (49).

²¹ C'est-à-dire 0,1 tonne par année pour le chrome trivalent et 0,004 tonne par année pour le chrome hexavalent.

québécoises documentent d'ailleurs les associations entre les expositions journalières au SO₂ de sources industrielles et les hospitalisations et les visites aux urgences associées à l'asthme infantile (52). Le SO₂ constitue également un facteur de nuisance de la qualité de vie en raison de l'odeur qu'il dégage, pouvant ainsi conduire à un effet psychosocial sur la communauté qu'il affecte (53). Malgré le fait que les preuves sont actuellement insuffisantes pour conclure à des effets liés à des expositions prolongées au SO₂, des études rapportent aussi des associations entre les quantités d'émissions annuelles de SO₂ près de la résidence d'enfants québécois et les risques de développer de l'asthme infantile (54). Dans ce contexte, il apparaît important de suivre le SO₂ à la station légale pour permettre une meilleure évaluation de l'exposition des individus qui résident à proximité de celle-ci.²²

4.1.3 Cancérigènes pulmonaires

Outre l'As, le Cd et le Ni, trois des contaminants d'intérêt de l'évaluation des risques cancérigènes (section 3.3), d'autres contaminants normés du RAA, également reconnus comme étant des cancérigènes pulmonaires, sont émis par la fonderie. Le Centre international de Recherche sur le Cancer a classé le chrome hexavalent, le béryllium et les matières particulaires issues de la pollution atmosphérique (incluant les PM_{2,5}) en tant que cancérigènes pour l'humain (catégorie 1), tandis qu'il a classé les dioxines et les furanes²³ ainsi que l'antimoine – trivalent – comme cancérigènes probables pour l'humain – catégorie 2A ou 2B (55). Une évaluation des risques cancérigènes pour la population de RN nécessiterait le suivi à la station légale de l'ensemble des contaminants connus en tant que facteur de risque de cancer du poumon.

4.2 Respect des normes de qualité de l'atmosphère à la station légale

Le respect à la station légale des normes applicables de qualité de l'atmosphère de l'annexe K du RAA (voir l'[annexe 11](#)) constitue une avenue de gestion pour limiter l'exposition de la population de RN, qui mériterait d'être examinée dans le cadre du renouvellement de l'autorisation ministérielle.

Le plus récent plan d'action de GFH précise uniquement que les normes de cadmium et de plomb seraient atteintes en 2027, que les émissions globales de SO₂ seraient réduites de 45 % et que les normes de qualité de l'atmosphère d'une quinzaine de contaminants²⁴ seraient déjà atteintes, incluant le SO₂ (3). Au sujet de ces derniers, très peu de données sont fournies à cet

²² Selon l'actuelle AA, le SO₂ est mesuré dans l'air ambiant du périmètre urbain de RN hors du QND.

²³ L'évaluation a porté sur la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-para-dioxine.

²⁴ Soit les composés organiques chlorés, le chlorure d'hydrogène, les dioxines et les furanes, l'argent, l'antimoine, les oxydes de soufre, le baryum, le béryllium, le chrome (hexavalent et trivalent), le mercure, les PM_{2,5}, les particules totales, le thallium, le vanadium et le dioxyde de soufre.

effet pour appuyer ce constat. Le respect des normes journalières et annuelles de SO₂, souligné par GFH, n'est pas vérifié à la station légale, mais à 7 stations réparties dans le périmètre urbain de RN, qui se trouvent toutes en dehors du QND, comme l'exige l'AA. Étant donné l'ampleur des émissions de SO₂, ainsi que ses effets potentiels, une meilleure caractérisation, incluant dans le QND et à la station légale, permettrait de documenter l'exposition et d'évaluer les risques liés à l'exposition à ce contaminant et, éventuellement d'évaluer la conformité aux normes du RAA (incluant celle applicable sur 4 minutes).

Le respect des normes à la station légale est tributaire du contrôle des émissions à la source. Les normes d'émissions auxquelles est assujettie GFH (voir l'[annexe 11](#)) sont essentiellement reprises des articles 184 à 193 du RAA, lesquels s'appliquent uniquement aux rejets de SO₂, d'acide sulfurique, de mercure et de particules totales des usines de production de cuivre ou de zinc (9). L'INSPQ a relevé que des normes d'émission supplémentaires peuvent être utilisées afin de diminuer les concentrations de contaminants mesurées. À ce titre, la U.S. EPA a récemment proposé une norme d'émission de matières particulaires exprimée sous forme de débit massique horaire, propre aux fonderies de cuivre (14). La U.S. EPA juge que l'application de cette norme protégera les populations résidant à proximité des installations de l'exposition aux contaminants les plus préoccupants.

4.3 Caractérisation de l'exposition des populations du QND et des autres quartiers de RN

La présente évaluation des risques et celle publiée par l'INSPQ en juin 2022 (1) ont mis en lumière l'importance de bien documenter l'exposition des populations qui résident en périphérie de la fonderie, que ce soit pour apprécier l'impact appréhendé ou réel de mesures de réduction des émissions ou pour informer la population des risques pour sa santé. À cet égard, un réseau de suivi des concentrations des contaminants est déjà mis en œuvre par l'intermédiaire des stations du réseau de surveillance de qualité de l'air du Québec ou par celui des stations exploitées par GFH, sous l'accréditation du MELCC; l'INSPQ suggère néanmoins que ce réseau soit bonifié. Une des pistes d'action à envisager est, à l'instar de la station légale, l'ajout aux contaminants actuellement suivis de ceux dont le potentiel toxique est élevé. Aussi, l'empreinte des émissions de la fonderie se raffinerait davantage en augmentant le nombre de stations dans des quartiers de RN non encore couverts. La fréquence d'échantillonnage de plusieurs contaminants pourrait être rehaussée, c'est le cas notamment pour des stations dont le suivi est requis uniquement tous les six jours dans l'AA. Le SO₂ pourrait aussi être mesuré au même endroit que les métaux et les métalloïdes, afin d'établir la corrélation entre le SO₂ et ces autres substances. Si la corrélation s'avère bonne, le SO₂, dont la mesure est continue, pourrait servir d'indicateur pour les composés métalliques mesurés moins fréquemment.

4.4 Autres contaminants potentiellement rejetés par GFH

Plusieurs des contaminants émis par GFH sont connus, mais il n'est pas impossible que d'autres puissent être rejetés. C'est le cas par exemple des terres rares qui sont présentes dans de nombreuses composantes de matériel électronique recyclées par GFH. Les recherches sur le profil toxicologique des terres rares²⁵ montrent que celles-ci sont moins toxiques que les contaminants examinés à l'[annexe 1](#) (56–65). Par contre, le cérium entre dans la catégorie 4 des contaminants au potentiel toxique élevé (voir l'[annexe 1](#)). Dans ce contexte, il demeure important de bien caractériser les émissions et l'exposition aux terres rares pour s'assurer que la population est bien protégée. De plus, la présence ou l'absence, dans les émissions de GFH, de benzo(a)pyrène et du mélange de diisocyanate 2,4/2,6-toluène, mériterait d'être évaluée, puisque ces contaminants sont identifiés comme ayant un potentiel toxique élevé ([annexe 1](#)). De manière plus globale, la documentation des intrants permettrait de réduire l'incertitude associée aux autres contaminants jusqu'ici inconnus auxquels la population pourrait être exposée.

4.5 Transparence dans la communication des données d'exposition

Enfin, l'INSPQ souligne l'importance pour les autorités de santé publique d'être en mesure d'accéder à toutes les données de suivi des concentrations dans l'air ambiant (pour les stations du MELCC ainsi que celles de GFH), de rejets atmosphériques et de teneurs en contaminants des intrants. Les autorités de santé publique pourraient ainsi évaluer adéquatement les risques et mieux protéger la santé de la population. De même, afin d'informer efficacement les populations concernées, des données de qualité de l'air pourraient également être publiées périodiquement dans un format accessible, vulgarisé et contextualisé²⁶.

²⁵ Recherche dans les bases de données Integrated Risk Information System (IRIS) et Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPRTVs).

²⁶ Il faut noter à titre d'exemple que des autorités en Ontario et en Australie ont créé un site Internet afin de rendre accessible ce type de données – voir <https://www.cleanairsarniaandarea.com/> pour la ville de Sarnia en Ontario et <https://apps.des.qld.gov.au/air-quality/?category=metals> pour le Queensland en Australie (66,67).

5 RISQUES D'EFFETS NON CANCÉRIGÈNES EN LIEN AVEC L'EXPOSITION AUX SOLS CONTAMINÉS

Cette section, divisée en une sous-section portant sur les méthodes (5.1) et une seconde sous-section portant sur les résultats obtenus (5.2), a pour objectif de répondre à la question suivante :

Quels sont les risques d'effets autres que le cancer qui sont associés à l'ingestion de sols contaminés par les jeunes enfants du quartier Notre-Dame (QND) et du reste de Rouyn-Noranda?

À RETENIR

L'INSPQ a réalisé une modélisation des risques en lien avec l'exposition aux sols contaminés par l'ingestion de sols et poussières intérieures, dans un scénario où ces sols ne feraient l'objet d'aucune mesure de recouvrement. Il est projeté que pour les enfants de 6 mois à 4 ans de Rouyn Noranda, incluant le QND, l'exposition chronique correspondante au Pb résulte en un risque de perte de QI inférieure à un point en moyenne à l'échelle populationnelle. En ce qui concerne l'As, environ 4 % de enfants de ce même groupe d'âge, mais seulement pour le QND, présenteraient une dose chronique d'As qui dépasse le seuil présumé d'effet associé à la perte de 1 point de QI à l'échelle populationnelle. La perte d'un point de QI n'est toutefois pas mesurable à l'échelle individuelle et n'a pas d'impact clinique. L'exposition des enfants âgés de 5 à < 12 ans est environ 4 fois moins élevée. Sur la base d'un autre exercice de modélisation de la plombémie, l'INSPQ souligne également l'efficacité et l'importance de la décontamination des sols pour diminuer à brève échéance l'exposition des enfants et le risque qui y est associé.

5.1 Contexte et approche suivie

Les risques de cancer associés aux concentrations d'As et de Cd dans les sols du QND et du reste de Rouyn-Noranda ayant déjà été abordés dans le rapport de juin 2022 (1), seuls les risques d'effets autres que le cancer seront abordés ici. Pour la présente évaluation des effets non cancérigènes, les risques liés à l'exposition à l'As, au Cd et au Pb ont été analysés. Ces trois contaminants sont ceux pour lesquels des données de concentrations dans les sols du QND et du reste du périmètre urbain de Rouyn-Noranda étaient disponibles. Le Ni n'a pas été inclus dans l'évaluation du risque cancérigène précédente ni dans la présente évaluation pour les effets non cancérigènes, car ce contaminant n'a pas été mesuré dans les campagnes d'échantillonnage des sols du QND et ceux de RN.

Comme il est établi que les risques liés aux contaminants du sol concernent principalement les jeunes enfants en raison du temps qu'ils passent près de cette source d'exposition, ainsi que de leur comportements typiques – contact main-bouche (68), la présente analyse porte sur les enfants âgés de 6 mois à moins de 12 ans. Les risques non cancérigènes associés à l'ingestion de contaminants provenant du sol et des poussières constituent le seul thème dans le présent rapport dont l'évaluation porte sur les risques à la fois pour la population du QND ainsi que celle reste de Rouyn-Noranda. En effet, contrairement aux données de l'air ambiant, les données fournies par la DSPublique de l'Abitibi-Témiscamingue, sur les concentrations de métaux dans les sols, n'appuient pas la prémisse selon laquelle l'exposition des jeunes enfants du QND serait supérieure à celle des jeunes enfants qui résident ailleurs à RN.

L'approche suivie a consisté à estimer, de manière probabiliste (voir [annexe 7](#)) des doses d'exposition chronique d'As, de Cd et de Pb par ingestion de sols (et de poussières des maisons) et à les comparer avec leur VTR non cancérigène par ingestion respective. De même, seule l'ingestion des sols et poussières a été considérée considérant les délais impartis puisque pour les métaux présents dans le sol, et à l'exception du Cd pouvant contaminer des légumes y poussant, une étude précédente a mis en lumière que les autres voies d'exposition ne contribuent pas de manière importante à l'exposition totale (69). Par ailleurs, les habitants de Rouyn-Noranda sont alimentés en eau potable par un aqueduc municipal, ce qui élimine l'eau souterraine comme source potentielle d'exposition par ingestion.

5.1.1 Identification des valeurs toxicologiques de référence par ingestion

Similairement à la section 2, des VTR chroniques pour des effets non cancérigènes, cette fois par ingestion (c'est-à-dire des **doses de référence** (RfD) publiées par des organismes reconnus – voir l'[annexe 3](#)) ont été compilées en suivant une méthodologie standardisée propre à l'ESRTR (15).

5.1.2 Évaluation probabiliste de l'exposition et des indices de risque non cancérigènes associés

Les paramètres de poids corporel et de taux d'ingestion de sols et de poussière prescrits pour les catégories d'âge des 0,5 à 4 ans et des 5 à < 12 ans des *Lignes directrices pour l'évaluation du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* (70) ont été retenus pour l'évaluation de l'exposition moyenne des enfants aux contaminants des sols. Cette évaluation a également été réalisée suivant le scénario d'exposition générique détaillé dans ces mêmes lignes directrices. Brièvement, l'évaluation considère, de manière conservatrice, que les enfants sont exposés aux sols à nu, que la concentration des poussières intérieures correspond à 50 % de celle des sols et que les enfants sont exposés 7 mois par année aux sols extérieurs et aux poussières intérieures, et les 5 autres mois aux poussières intérieures seulement (70). Une fois la dose d'exposition calculée selon ce scénario générique, elle a été divisée par sa VTR non

cancérigène appropriée du tableau 8 afin d'obtenir un **indice de risque** (IR). Les distributions statistiques des IR ont été générées par simulations de Monte Carlo, suivant l'approche décrite à l'[annexe 7.2](#).

5.2 Résultats et discussion

L'ensemble des VTR compilées pour une exposition chronique par ingestion, pour les effets autres que le cancer, se trouve à l'[annexe 12](#). Le tableau 8 présente les VTR retenues par l'ESRTR pour l'évaluation du risque non cancérigène par ingestion associé à l'As, au Cd et au Pb.

Deux VTR ont été recensées pour l'As, soit 0,0035 et 0,3 µg/kg p.c. par jour (voir l'[annexe 12](#)). Celle proposée par l'OEHHA (17) en 2014, basée sur l'étude de Wasserman *et al.* (22) décrite à la section 2, qui a été réalisée chez des enfants du Bangladesh exposés par l'eau potable, est la plus protectrice et la plus récente. Pour ces raisons, et aussi parce qu'elle a été validée par une analyse de la littérature récente (voir l'annexe 4), cette VTR a été retenue par l'ESRTR pour effectuer l'évaluation du risque par ingestion des sols contaminés à l'As.

Dans le cas du Cd, 8 organismes reconnus ont dérivé une VTR. Les valeurs vont de 0,1 à 0,8 µg/kg p.c. par jour (voir l'[annexe 12](#)). L'ensemble des valeurs a été dérivé à partir des études chez l'humain sur les effets rénaux. La VTR la plus conservatrice de 0,1 µg/kg p.c. par jour, proposée en 2012 par l'ATSDR (18) une source dite primaire de VTR selon l'ESRTR²⁷ (voir l'[annexe 3](#)), a été retenue par l'ESRTR.

Finalement pour le Pb, deux VTR ont été recensées. Cependant, seule la VTR provisoire de Santé Canada (72) de 0,5 µg/kg p.c. a été retenue pour la présente évaluation du risque non cancérigène (voir les détails dans l'[annexe 12](#)). Celle-ci reflète les connaissances les plus récentes sur la toxicité neurocognitive du Pb, notamment l'association sans seuil d'effet avec la diminution du QI moyen populationnel à faible plombémie.

²⁷ Cette valeur a aussi été proposée par le Minnesota Department of Health – MDH (71) en 2015.

Tableau 8 Valeurs toxicologiques de référence (VTR), proposées par organisme reconnu, pour l'arsenic, le plomb et le cadmium retenues par l'ESRTR pour l'évaluation du risque non cancérigène par ingestion de sols et de poussières

Substance	Organisme, année de publication (référence)	VTR (µg/kg p.c. par jour); -Facteur d'incertitude total-	Effet critique	Espèce
Arsenic	OEHHA, 2014 (17)	0,0035; -30-	Neurotoxicité : baisse d'un point de QI	Humain
Cadmium	ATSDR, 2012 (18)	0,1 -9-	Toxicité rénale : augmentation de β2-microglobuline	Humain
Plomb	Santé Canada, 2021 (72)	0,5 -1 ^A	Neurotoxicité : baisse d'un point de QI	Humain

^A La VTR provisoire de Santé Canada est associée à la perte de 1 point de QI et n'inclut aucun facteur d'incertitude.

Le tableau 9 détaille les résultats d'évaluations du risque non cancérigène associé à l'ingestion de sols et de poussières par les enfants de 6 mois à < 12 ans. L'exposition des 6 mois à 4 ans est entre 8,7 fois (dans le QND) et 5,6 fois (dans le reste de Rouyn-Noranda) plus élevée que la VTR de l'As, comme en font foi les valeurs d'IR moyen. Au 90^e centile de l'exposition, l'IR est respectivement de 19,6 et de 11,9 pour l'As. Cette exposition est environ 4 fois plus élevée que celle des enfants de 5 à < 12 ans, lesquels présentent tout de même des IR moyens qui dépassent la VTR pour l'As (entre 1,4 et 2,1), et, *a fortiori*, les IR associés au 90^e centile (entre 2,9 et 4,7). Plus de la moitié des enfants des deux groupes d'âge présente un IR supérieur à 1, lequel témoigne d'une exposition dépassant la VTR. Chez les 6 mois à 4 ans, la distribution des IR suggère que 4,2 % des enfants du QND expérimenteraient une exposition dépassant le seuil d'effet neurocognitif (IR supérieur à 30 qui correspond aux facteurs d'incertitude total pour la VTR de l'As).

Toutefois, l'exposition au Cd, selon les données disponibles, ne semble pas particulièrement problématique d'après les résultats obtenus, en particulier en considérant que la VTR utilisée est la plus protectrice parmi celles disponibles (voir l'[annexe 12](#)). Un bémol s'impose néanmoins, puisque l'exposition associée à l'ingestion de végétaux qui auraient été cultivés sur les sols contaminés, laquelle peut être significative dans le cas du Cd, n'a pas été prise en compte. En revanche, des avis selon lesquels des ajouts de terres propres doivent être faits avant d'installer des jardins potagers ont été émis par la DSPublique de l'Abitibi-Témiscamingue (73); par conséquent, ceci apparaît peu susceptible de se produire dans la mesure où la recommandation en suivie.

Pour de qui est du Pb, l'interprétation diffère légèrement étant donné que la VTR utilisée en est une considérée pour un effet sans seuil et dont la dérivation n'a pas inclus de facteur d'incertitude. Ainsi, une valeur d'IR dans ce cas précis s'interprète comme étant le rapport entre

l'exposition mesurée et celle correspondant à la VTR provisoire, associée à la perte d'un point de QI en moyenne dans une population d'enfants. Chez les enfants de 6 mois à 4 ans, l'exposition moyenne au Pb par l'ingestion de sols et de poussières correspond à environ 40 et 30 % de cette VTR provisoire, respectivement dans le QND et le reste de Rouyn-Noranda. Au 90^e centile, ces proportions sont respectivement de 83 % et de 76 %. Bien que la relation entre l'exposition et la plombémie puisse être linéaire, celle entre la plombémie et l'effet neurocognitif est vraisemblablement supralinéaire dans le domaine des plombémies attendues pour les expositions estimées ici (74). Il n'est donc pas possible de quantifier précisément la perte de QI associée. La prémisse d'absence de seuil pour les effets neurocognitifs du Pb sous-tend toutefois que cette perte n'est pas nulle, mais inférieure à un point. Les résultats obtenus selon le scénario considéré montrent que 6,8 % des enfants âgés de 6 mois à 4 ans du QND et 6 % de ceux du reste de Rouyn-Noranda subiraient une exposition au Pb présent dans les sols et les poussières qui dépasse la VTR. Encore une fois, l'exposition des enfants de 5 à < 12 ans est nettement plus basse comparativement à celle des enfants de 6 mois à 4 ans et soulève aussi moins d'inquiétudes lorsqu'elle est comparée à la VTR du Pb (voir le tableau 9).

Tableau 9 Valeur des indices de risque (IR), et proportion de ceux-ci suggérant une exposition dépassant le seuil présumé d'effet, pour l'exposition à l'arsenic, au cadmium et au plomb par ingestion des sols chez les enfants du quartier Notre-Dame (QND) et du reste de Rouyn-Noranda (RN)

Contaminant (effet concerné)	Secteur	6 mois à 4 ans		5 à < 12 ans	
		IR (moyen, 90 ^e centile)	Proportion avec IR > 1; et exposition > niveau d'effet*	IR (moyen, 90 ^e centile)	Proportion avec IR > 1; et exposition > niveau d'effet*
Arsenic (-1 pt de QI)	QND	8,7 (19,6)	95 %; 4,2 %	2,1 (4,7)	60 %; < 0,1 %
	Reste de RN	5,6 (11,9)	92 %; 0,8 %	1,4 (2,9)	50 %; 0 %
Cadmium (toxicité rénale)	QND	0,03 (0,06)	0 %; 0 %	0,01 (0,01)	0 %; 0 %
	Reste de RN	0,05 (0,1)	< 0,1 %; 0 %	0,01 (0,02)	0 %; 0 %
Plomb (-1 pt de QI)	QND	0,4 (0,83)*	6,8 %; 6,8 %	0,1 (0,2) *	< 0,1 %; < 0,1 %
	Reste de RN	0,3 (0,76)*	6 %; 6 %	0,1 (0,2) *	< 0,1 %; < 0,1 %

* Puisqu'il cause un effet sans seuil, le *niveau d'effet* correspond à la VTR provisoire dans le cas du Pb. Dans le cas de l'As et du Cd, il correspond au produit de la VTR et du facteur d'incertitude total. Pour le Pb, puisqu'aucun facteur d'incertitude n'est appliqué pour la dérivation de la VTR provisoire, les valeurs sont les mêmes en ce qui concerne la proportion de dépassements de l'IR et du *niveau d'effet*.

L'ampleur des dépassements observés pour l'As et le Pb mettent en lumière l'importance de diminuer à brève échéance l'exposition des enfants à ces contaminants présents dans les sols du QND en particulier, mais également dans ceux du reste de Rouyn-Noranda. À cette fin, la décontamination des terrains que fréquentent les jeunes enfants est une option qui serait vraisemblablement efficace. En effet, à titre d'exemple, l'impact d'une décontamination des sols sur la plombémie attendue chez des enfants a été évalué à l'aide du modèle IEUBK précédemment cité (voir l'[annexe 8](#)) et est présenté dans le tableau qui suit.

Tableau 10 Modélisation des plombémies d'enfants exposés à des conditions diverses à l'aide du logiciel IEUBK de la U.S. EPA

Simulation	Conditions (Concentration de Pb dans l'air; concentration de Pb dans le sol)	Plombémie simulée, µg/dL (moyenne géométrique, 95 ^e centile)
1	QND 2018 (262 ng/m ³ ; 130 ppm) ^A	1,22; ≈ 2,8 ^B
2	QND 2019 (316 ng/m ³ ; 167 ppm) ^C	1,43; ≈ 3
3	Respect de la norme du RAA + sol au critère A (100 ng/m ³ , 50 ppm) ^D	0,74; ≈ 1,8
4	Valeur repère 24 h dans l'air (section 2) + bruit de fond canadien (350 ng/m ³ ; 20 ppm)	0,60; ≈ 1,35
5	Bruit de fond canadien ^E (1,8 ng/m ³ ; 20 ppm)	0,51; ≈ 1,2 ^F

^A La concentration dans l'air correspond à la moyenne arithmétique aux trois stations d'échantillonnage du MELCC dans le QND en 2018; celle dans les sols correspond à la moyenne arithmétique mesurée lors de l'étude de biosurveillance de 2018 (75).

^B Pour des enfants de 1 à < 6 ans. En comparaison, lors de l'étude de biosurveillance dans le QND en 2018 (75), la moyenne géométrique des plombémies des enfants de moins de 6 ans en 2018 était de 1,16 µg/dL; le 95^e centile étant de 3,1 µg/dL.

^C La concentration dans l'air correspond à la moyenne arithmétique aux trois stations d'échantillonnage du MELCC dans le QND en 2019; celle dans les sols correspond à la moyenne arithmétique mesurée lors de la campagne de caractérisation de 2019.

^D Norme du RAA dans l'air et critère A (sol propre) du MELCC (76).

^E Voir les valeurs des autres paramètres du modèle IEUBK dans l'[annexe 8](#).

^F Pour les enfants de 3 à 5 ans. En comparaison, dans l'ECMS (33), la moyenne géométrique de ces plombémies mesurées en 2018-2019 était de 0,5 (0,44-0,58) µg/dL; le 95^e centile étant de 1,2 (0,4-2) µg/dL.

Ainsi, en reconstituant dans IEUBK les conditions d'exposition qui avaient cours dans l'air ambiant et dans les sols en 2018 (simulation 1), une plombémie moyenne de 1,22 µg/dL est simulée par le modèle. Cette valeur est très proche de la plombémie moyenne de 1,16 µg/dL observée lors de l'étude de biosurveillance chez des enfants menée la même année (75), ce qui tend à démontrer la justesse des représentations du modèle. Pour les conditions ayant prévalu en 2019, la plombémie simulée serait de 1,43 µg/dL (simulation 2). En ramenant l'ampleur de la

contamination du sol de manière à respecter le critère de 50 ppm pour un sol considéré comme propre selon le MELCC (76) ainsi que la norme du RAA, la plombémie serait réduite presque de moitié (simulation 3). Il faut noter que la concentration de Pb dans l'air a en fait relativement peu d'impact sur la plombémie, toute autre condition étant égale par ailleurs. En effet, une concentration dans l'air correspondant à la valeur repère de 350 ng/m³ sur 24 heures proposée à la section 2 (simulation 4) n'augmente la plombémie que de 0,1 µg/dL par rapport au bruit de fond canadien de 2 ng/m³, simulé selon les conditions décrites à l'[annexe 8](#) (simulation 5). Toutefois, la valeur repère demeure importante à viser afin de s'assurer que les concentrations de Pb dans les autres milieux n'augmentent pas en raison des dépôts atmosphériques.

Les incertitudes soulevées à la sous-section 3.4 concernant la détermination des VTR non cancérogènes s'appliquent également dans le cas de l'évaluation des risques par ingestion pour les contaminants des sols et des poussières. L'enjeu de la remise en suspension dans l'air des particules du sol a aussi été soulevé dans cette sous-section. Toutefois, compte tenu des résultats indiqués au tableau 9, ces incertitudes ne remettent pas en question l'importance de diminuer à brève échéance l'exposition des enfants aux contaminants du sol. Par ailleurs, l'effet critique à la base des VTR retenues pour l'As et le Pb étant le même pour les deux contaminants (soit la perte de QI), il est opportun d'additionner l'effet des expositions simultanées aux deux métaux selon le principe d'additivité des risques.

En terminant, l'INSPQ (69) concluait dans un rapport en 2005 que les normes²⁸ de 30 ppm pour l'As et de 500 ppm pour le Pb applicables aux sols à vocation résidentielle se traduisent par des expositions qui dépassent des VTR non cancérogènes moins protectrices que celles considérées dans le cadre du présent travail. Bien que la recommandation de valeurs repères pour ces normes dépasse le cadre du présent mandat, l'INSPQ se permet de mentionner que le Conseil canadien des ministres de l'environnement propose des critères qui sont plus bas que les normes québécoises (78,79). Cet enjeu, de même que le principe d'additivité des risques pour l'As et le Pb mentionné plus haut, devrait être pris en considération dans le cadre d'une éventuelle identification, à la lumière des niveaux de contamination mesurés pour les deux métaux simultanément, des terrains devant faire l'objet d'une décontamination.

²⁸ Du Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains – RPRT (77)

CONCLUSION

Afin de soutenir les autorités de santé publique dans leur évaluation des cibles à atteindre lors du prochain renouvellement de l'autorisation ministérielle accordée à GFH, l'INSPQ a réalisé deux évaluations du risque pour la santé de la population de RN. La première, publiée en juin 2022, montre que les risques de cancer du poumon associés aux expositions actuelles et passées aux concentrations d'As et de Cd présentes dans l'air ambiant sont inacceptables selon les balises généralement suivies en santé publique. La seconde analyse, soit l'évaluation prospective du risque détaillée ici, vise à répondre à des questions spécifiques du directeur national de santé publique et du directeur de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue liées au resserrement des exigences relatives aux émissions atmosphériques de la fonderie.

Cette seconde évaluation permet de proposer des valeurs repères pour l'air ambiant afin de prévenir les risques pour la santé, notamment pour les groupes les plus vulnérables de RN comme les jeunes enfants et ceux à naître. Ces valeurs sont des concentrations moyennes annuelles ainsi que des concentrations maximales journalières à ne pas dépasser à la station légale.

Le plan d'action dévoilé par GFH projette une réduction des émissions dès 2023 se poursuivant jusqu'en 2027 inclusivement. Pour 2027, le plan prévoit l'atteinte des valeurs repères proposées, à l'exception de la valeur journalière du plomb et de la norme annuelle de l'arsenic. Concernant les effets sur le développement des jeunes enfants et des enfants à naître, les risques d'apparition d'effets sanitaires associés aux dépassements appréhendés entre 2023 et 2027, bien qu'ils ne soient pas nuls, se situent en toute vraisemblance dans une zone de faible risque. Par ailleurs, la diminution prévue des concentrations se traduirait par une diminution du risque prospectif de cancer du poumon de près de 80 % par rapport aux concentrations qui prévalaient en 2019-2021. Néanmoins, en raison des concentrations actuelles et historiquement élevées et des risques en découlant, jugés inacceptables selon les balises suivies en santé publique, l'INSPQ souligne que toute mesure permettant d'atteindre les valeurs repères proposées ici plus rapidement que ce qui est prévu au plan de la Fonderie Horne constituerait un gain par rapport à la situation actuelle, compte tenu des incertitudes qui persistent.

Outre le respect de valeurs repères, il importe de mieux caractériser et surveiller la qualité de l'air de Rouyn-Noranda en vue d'offrir aux autorités de santé publique le plus de renseignements nécessaires pour protéger la population de RN. De même, la décontamination des sols réduirait, à brève échéance, les risques d'effet neurocognitif chez les enfants.

Les travaux décrits dans le présent document ont été réalisés en appui à des réponses qui ont été fournies (entre le [6 juillet](#) et le [10 août](#) 2022) à des questions précises de la part des autorités sanitaires dans le cadre d'un dossier complexe de santé publique. Malgré ces courts échéanciers, les données analysées et les balises proposées paraissent adéquates et pertinentes afin

d'éclairer les décisions des autorités de santé publique. Ainsi, l'approche d'évaluation prospective des risques, à la base du présent rapport, constitue un des outils pouvant guider les autorités de santé publique dans la détermination d'actions à mettre en œuvre pour protéger la santé de la population de Rouyn-Noranda.

BIBLIOGRAPHIE

1. INSPQ. Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda [En ligne]. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec; juin 2022. Disponible: <https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2875-risque-cancerigene-concentrations-arsenic-cadmium-air-rouyn-noranda.pdf>
2. [En ligne]. Gouvernement du Québec. Projet de renouvellement de l'autorisation ministérielle de Glencore pour la Fonderie Horne - Consultation Québec; sept 2022 [cité le 8 sept 2022]. Disponible: <https://consultation.quebec.ca/processes/fonderie-horne>
3. Fonderie Horne. 3e plan d'action : Réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental [En ligne]. août 2022. (Partie III - Section 8.5). Disponible: https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/Documents/Enjeux%20environnementaux/Renouvellement%20autorisation%20minist%C3%A9rielle%202022-2027/Avis%20air/Plan%20d%27action/2022-09-02_GFH_plan_daction_bonifie.pdf
4. INSPQ. Méthodologie d'élaboration de valeurs guides sanitaires chroniques pour les contaminants chimiques de l'eau potable [En ligne]. Institut national de santé publique du Québec; 2021. Disponible: <https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2837-valeurs-guides-sanitaires-contaminants-chimiques-eau-potable.pdf>
5. Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le plomb [En ligne]. Ottawa, Ontario : Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada; mars 2019. Rapport no (No de catalogue H144-13/11-2018F-PDF). Disponible: <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-lead/guidance-document/document-reference.pdf>
6. [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Le Programme de réduction des rejets industriels et l'autorisation ministérielle relative à l'exploitation d'un établissement industriel; 2022. Disponible: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/programmes/prri/>
7. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Attestation d'assainissement en milieu industriel [En ligne]. Rouyn-Noranda, Québec; nov 2017 p. 65. Rapport no N° 201708002. Disponible: [https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/documents/Enjeux%20environnementaux/Attestation%20d'assainissement%20\(Autorisation\)%202017-2022/2017-11-20_MELCC_Autorisation_2017-2022.pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/documents/Enjeux%20environnementaux/Attestation%20d'assainissement%20(Autorisation)%202017-2022/2017-11-20_MELCC_Autorisation_2017-2022.pdf)
8. [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Déclaration obligatoire de certaines émissions de contaminants dans l'atmosphère; 2022 [cité le 8 sept 2022]. Disponible: https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/declar_contaminants/index.htm
9. Gouvernement du Québec. Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère [En ligne]. mars 2022. Disponible: <https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/Q-2,%20r.%204.1>

10. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Rapport du comité interministériel sur le plan d'action de la Fonderie Horne [En ligne]. Québec : Gouvernement du Québec; févr 2021 p. 65. Disponible: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/communiqués/2021/20210326-rapport-inter-fonderie-horne.pdf>
11. Fonderie Horne. 3e plan d'action : Réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental [En ligne]. févr 2022. (Partie III - Section 8.5). Disponible: https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/documents/Enjeux%20environnementaux/Renouvellement%20autorisation%20minist%C3%A9rielle%202022-2027/Avis%20air/Plan%20d'action/2022-02_GFH_3eme_plan_daction.pdf
12. INSPQ. Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda (présentation) [En ligne]. 2022. Disponible: [https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/Documents/Enjeux%20sant%C3%A9/%C3%89valuation%20risque%20As_Cd_RN_6%20juillet%202022-finale%20\(002\)%20\(1\).pdf](https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/Documents/Enjeux%20sant%C3%A9/%C3%89valuation%20risque%20As_Cd_RN_6%20juillet%202022-finale%20(002)%20(1).pdf)
13. INSPQ. Considérations de santé publique complémentaires au breffage technique de l'INSPQ du 6 juillet 2022 dans le dossier de la Fonderie Horne [En ligne]. Institut National de Santé Publique du Québec; août 2022. Disponible: <https://www.inspq.qc.ca/publications/breffage-fonderie-horne>
14. U.S. EPA. National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants: Primary Copper Smelting Residual Risk and Technology Review and Primary Copper Smelting Area Source Technology Review [En ligne]. 2022. Disponible: <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OAR-2020-0430-0001>
15. Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques. Méthodologie de recherche et de sélection de valeurs toxicologiques de référence chroniques (Version de travail du 15 novembre 2021). Institut National de Santé Publique du Québec; nov 2021.
16. [En ligne]. U.S. EPA. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) Table; 2022. Disponible: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>
17. OEHHA. Appendix D.1 Summaries using this version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines. Dans: Technical Support Document For the Derivation of Noncancer Reference Exposure Levels. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Air Toxicology and Epidemiology Branch; 2014. p. 700. (Air Toxics Hot Spots. Risk Assessment Guideline).
18. ATSDR. Toxicological profile for cadmium [En ligne]. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology, Atlanta, GA; 2012. Disponible: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp5.pdf>
19. MDELCC. Normes et critères de qualité de l'atmosphère du Québec. Cadre de détermination et d'application [En ligne]. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques; 2017. Disponible: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/criteres/Cadre-app-determination-criteres-qc-qualite-atmosphere.pdf>

20. US EPA. Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary. Arsenic, inorganic; CASRN 7440-38-2 [En ligne]. US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment; 1995. Disponible: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0278_summary.pdf
21. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Arsenic, élémentaire et composés inorganiques (sauf l'arsine) (Exprimé en As). 2011.
22. Wasserman GA, Liu X, Parvez F, Ahsan H, Factor -Litvak Pam, van GA, et al. Water Arsenic Exposure and Children's Intellectual Function in Araihaazar, Bangladesh. Environmental Health Perspectives. Environmental Health Perspectives; sept 2004;112(13):1329-33.
23. Nagymajtényi L, Selyes A, Berencsi G. Chromosomal aberrations and fetotoxic effects of atmospheric arsenic exposure in mice. Journal of Applied Toxicology. 1985;5(2):61-3.
24. ATSDR. Toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology, Atlanta, GA. 2007;559.
25. TCEQ. Arsenic and Inorganic Arsenic Compounds CAS Registry Numbers: 7440-38-2 (Arsenic) [En ligne]. Texas Commission on Environmental Quality; 2013 p. 103. Disponible: <https://www.tceq.texas.gov/downloads/toxicology/dsd/final/arsenic.pdf>
26. Human Toxicology and Air Standards Section, Technical Assessment and Standards Development Branch, Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks (MECP). Ambient air quality criteria. Toronto, ON, Canada : MECP; 2020.
27. Ontario Ministry of the Environment, Conservation and Parks (MECP). Arsenic Std (communication personnelle). 2022.
28. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Question sur votre fiche (communication personnelle). 2022.
29. US EPA. Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary. Cadmium; CASRN 7440-43-9 [En ligne]. US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment; 1987 p. 11. Disponible: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0141_summary.pdf
30. TCEQ. Cadmium and Cadmium Compounds [En ligne]. Texas Commission on Environmental Quality; 2016. Disponible: <https://www.tceq.texas.gov/downloads/toxicology/dsd/final/cadmium.pdf>
31. MOE. Ontario Air Standards For Cadmium and Cadmium Compounds. Standards Development Branch Ontario Ministry of the Environment; juin 2007.
32. World Health Organization, rédacteur. Air quality guidelines for Europe. 2nd ed. [En ligne]. Copenhagen : World Health Organization, Regional Office for Europe; 2000. 273 p. (WHO regional publications). Disponible: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107335>
33. Santé Canada. Sixième rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada [En ligne]. Ottawa (Ont.) : ministre de la Santé; déc 2021. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/sixieme-rapport-biosurveillance-humaine.html>

34. CalEPA. Technical Support Document. Proposed Identification of Inorganic Lead as a Toxic Air Contaminant, Part B – Health Assessment. Air Resources Board, California Environmental Protection Agency.; 1997.
35. MOE. Ontario Air Standards For Lead and Lead Compounds. Standards Development Branch Ontario Ministry of the Environment; juin 2007.
36. U.S. EPA. Review of the National Ambient Air Quality Standards for Lead [En ligne]. Environmental protection agency; 2016. (Federal Register). Rapport no Vol. 81 No. 201. Disponible: <https://www.govinfo.gov/content/pkg/FR-2016-10-18/pdf/2016-23153.pdf>
37. TCEQ. Nickel and Inorganic Nickel Compounds [En ligne]. Texas Commission on Environmental Quality; 2017. Disponible: https://www.tceq.texas.gov/downloads/toxicology/dsd/final/nickel_-_compounds.pdf
38. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Fiche technique de la norme de qualité de l'atmosphère relative au nickel. 2021.
39. National Toxicology Program. NTP Technical Report on the Toxicology and Carcinogenesis Studies of Nickel Oxide, Nickel Sulfate Hexahydrate, Nickel Subsulfide in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Inhalation Studies). NTP TR 451, 453, 454; 1996.
40. Santé Canada. Use of margins of exposure and risk quotients in risk assessment [En ligne]. 2022. Disponible: <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemical-substances/fact-sheets/margins-risk-quotient-risk-assessment.html>
41. Risk Commission. U.S. Commission on Risk Assessment and Risk Management. Final Report, Vol 1. Framework for Environmental Health Risk Management. GPO 055-00000567-2. Washington, DC:U.S. : Commission on Risk Assessment and Risk Management.; 1997.
42. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). Estimation de la concentration de fond de l'arsenic à Rouyn Noranda en l'absence de l'influence des activités de la Fonderie Horne [En ligne]. 2022. Rapport no N/Réf.: DQAC-18727. Disponible: https://www.environnement.gouv.qc.ca/ministere/consultation-fonderie-horne/documents//Enjeux%20environnementaux/Renouvellement%20autorisation%20minist%C3%A9rielle%202022-2027/Avis%20air/Bruit%20de%20fond/2022-07-18_MELCC_Note_technique_Teneurs_de_fond.pdf
43. US EPA. Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary. Nickel subsulfide; CASRN 12035-72-2 [En ligne]. US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment; 1987 p. 11. Disponible: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0273_summary.pdf
44. U.S. EPA. Age Dependent Adjustment Factor (ADAF) application [En ligne]. Washigton, D.C. : United States Environmental Protection Agency; 2011. Disponible: https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/783747
45. [En ligne]. US EPA. Basic Information about the Integrated Risk Information System; 25 mars 2014 [cité le 22 oct 2021]. Disponible: <https://www.epa.gov/iris/basic-information-about-integrated-risk-information-system>

46. OEHHA. Appendix B: Chemical-Specific Summaries of the Information Used to Derive Unit Risk and Cancer Potency Values. Dans: Technical Support Document For Cancer Potency Factors Methodologies for derivation, listing of available values, and adjustments to allow for early life stage exposures. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Air Toxicology and Epidemiology Branch; 2011.
47. IARC. Arsenic, metals, fibres and dusts. [En ligne]. Lyon, France : International Agency for Research on Cancer; 2012. (IARC monograph on the evaluation of carcinogenic risks to humans.). Rapport no Volume 100 C. Disponible: <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono100C.pdf>
48. [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Normes et critères de qualité de l'atmosphère; 2022. Disponible: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/criteres/index.htm>
49. Environnement et Changement climatique Canada. Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants 2020 et 2021 [En ligne]. Inventaire national des rejets de polluants; 2020. Rapport no ISSN: 1480-6630. Disponible: https://publications.gc.ca/collections/collection_2020/eccc/En81-1-2020-fra.pdf
50. OMS. Lignes directrices OMS relatives à la qualité de l'air: particules (PM_{2,5} et PM₁₀), ozone, dioxyde d'azote, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone. [En ligne]. Genève : Organisation mondiale sur la Santé; 2021. Rapport no ISBN 978-92-4-003542-3. Disponible: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/346555/9789240035423-fre.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
51. U.S. EPA. Integrated Science Assessment (ISA) for Sulfur Oxides–Health Criteria (Final Report) [En ligne]. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, EPA/600/R-17/451; 2017. Disponible: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/hhra/recordisplay.cfm?deid=338596>
52. Smargiassi A, Kosatsky T, Hicks J, Plante C, Armstrong B, Villeneuve PJ, et al. Risk of asthmatic episodes in children exposed to sulfur dioxide stack emissions from a refinery point source in Montreal, Canada. *Environ Health Perspect.* avr 2009;117(4):653-9.
53. Atari DO, Luginaah IN, Fung K. The relationship between odour annoyance scores and modelled ambient air pollution in Sarnia, « Chemical Valley », Ontario. *Int J Environ Res Public Health.* oct 2009;6(10):2655-75.
54. Buteau S, Doucet M, Tétreault LF, Gamache P, Fournier M, Brand A, et al. A population-based birth cohort study of the association between childhood-onset asthma and exposure to industrial air pollutant emissions. *Environment International.* 1 déc 2018;121:23-30.
55. International Agency for Research on Cancer. List of classifications by cancer sites with sufficient or limited evidence in humans, IARC Monographs Volumes 1–132. [En ligne]. World Health Organization; 2022. Disponible: https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2019/07/Classifications_by_cancer_site.pdf
56. [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Lithium; 2008. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1779

57. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Lutetium; 2018. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1780
58. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Samarium Nitrate (Stable, Nonradioactive); 2009 [cité le 23 sept 2022]. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1877
59. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Samarium Chloride (Stable, Nonradioactive); 2009. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1876
60. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Promethium; 2007. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1863
61. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Neodymium Chloride (Stable, Nonradioactive); 2009. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1815
62. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Praseodymium Chloride (Stable, Nonradioactive); 2009. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1862
63. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Gadolinium and Soluble Salts; 2018. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=1755
64. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Lanthanum; 2018. Disponible: https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/chemicalLanding.cfm?pprtv_sub_id=2004
65. United States Environmental Protection Agency [En ligne]. U.S. EPA. Cerium Oxide and Cerium Compounds CASRN 1306-38-3 | IRIS | US EPA, ORD; 2009. Disponible: https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=1018
66. [En ligne]. The State of Queensland. Live air data | Environment, land and water; 2022. Disponible: <https://apps.des.qld.gov.au/air-quality/?category=metals>
67. Clean Air Sarnia and Area [En ligne]. Clean Air Sarnia and Area (CASA). Sarnia Air Quality Monitoring and Reporting; 2022. Disponible: <http://https://www.cleanairsarniaandarea.com/>
68. U.S. EPA. Child-Specific Exposure Factors Handbook (Final Report). National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development (EPA/600/R-08/135); Washington, DC. 2008;1.
69. INSPQ. Validation des critères B et C de la Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés - Protection de la santé humaine [En ligne]. Institut national de santé publique du Québec; 2005. (Rapport scientifique). Disponible: <https://www.inspq.qc.ca/es/node/2431>

70. INSPQ. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec [En ligne]. Montréal : Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique Québec; 2012. Disponible: https://www.inspq.qc.ca/pdf/publications/1440_LignesDirectRealEvaRisqueToxicoOrigEnviroSanteHum.pdf
71. MDH. Toxicological Summary for: Cadmium [En ligne]. Minnesota Department of Health. Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division.; 2015. Disponible: <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/cadmium.pdf>
72. Santé Canada. L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES SITES CONTAMINÉS FÉDÉRAUX AU CANADA: Valeurs toxicologiques de référence (VTR) VERSION 3.0. 2021.
73. Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue (DSPublique-AT). Avis jardins potagers (communication personnelle). 2022.
74. Crump KS, Van Landingham C, Bowers TS, Cahoy D, Chandalia JK. A statistical reevaluation of the data used in the Lanphear et al. (2005) pooled-analysis that related low levels of blood lead to intellectual deficits in children. Crit Rev Toxicol. oct 2013;43(9):785-99.
75. Bilodeau F. Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2018 sur l'imprégnation au plomb, au cadmium et à l'arsenic des jeunes enfants du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda [En ligne]. Direction de la santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale; 2019. Rapport no 978-2-550-88115-5. Disponible: https://www.cisss-at.gouv.qc.ca/wp-content/uploads/2019/11/Rapport_final_biosurveillance_2018.pdf
76. Beaulieu M. Guide d'intervention: Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés [En ligne]. Québec : Ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques; 2021 p. 326. Rapport no ISBN: 978-2-550-83515-8. Disponible: <https://www.environnement.gouv.qc.ca/sol/terrains/guide-intervention/guide-intervention-protection-rehab.pdf>
77. Gouvernement du Québec. Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains [En ligne]. Chapitre Q-2, r.37 2021. Disponible: <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/showdoc/cr/q-2,%20r.%2037>
78. CCME. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine-arsenic (inorganique) [En ligne]. Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1997. Disponible: <https://www.ccme.ca/fr/res/arsenic-inorganique-recommandations-canadiennes-pour-la-qualit-des-sols-environnement-et-sant-humaine-fr.pdf>
79. CCME. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols: Environnement et santé humaine - plomb [En ligne]. Winnipeg, le Conseil. : Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1999. Disponible: <https://www.ccme.ca/fr/res/plomb-recommandations-canadiennes-pour-la-qualit-des-sols-environnement-et-sant-humaine-fr.pdf>
80. [En ligne]. Gouvernement du Canada. Inventaire national des rejets de polluants; 2022 [cité le 8 sept 2022]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/services/environnement/pollution-gestion-dechets/inventaire-national-rejets-polluants.html>

81. U.S. EPA. Integrated Review Plan for the National Ambient Air Quality Standards for Lead. [En ligne]. Research Triangle Park, NC : United States Environmental Protection Agency; 2022. Rapport no Volume 1: Background Document. Disponible: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2022-03/pb-irp-v1-mar2022ed2.pdf>
82. De Brouwere K, Van Holderbeke M, Cornelis C. Protocol for the selection of health-based reference values (RV) [En ligne]. 2020. Disponible: https://www.zorg-en-gezondheid.be/sites/default/files/atoms/files/Protocol_selectie%20gezondheidskundige%20TW_version%202020_final.pdf
83. Agency for Toxic Substances and Disease Registry [En ligne]. ATSDR. MRL-Minimal Risk Levels for Hazardous Substances; 2022 [cité le 22 janv 2022]. Disponible: <https://wwwn.cdc.gov/TSP/MRLS/mrlsListing.aspx>
84. [En ligne]. ATSDR. Minimal Risk Levels (MRLs) – For Professionals|Toxic Substances Portal|ATSDR; 16 févr 2021 [cité le 9 nov 2021]. Disponible: <https://www.atsdr.cdc.gov/mrls/index.html>
85. [En ligne]. EFSA. Publications | EFSA; [cité le 9 nov 2021]. Disponible: <https://www.efsa.europa.eu/en/publications>
86. [En ligne]. EFSA. Definitions of EFSA Scientific Outputs and Supporting Publications | EFSA; [cité le 9 nov 2021]. Disponible: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/scdocdefinitions>
87. World Health Organization, rédacteur. Who guidelines for indoor air quality: selected pollutants [En ligne]. Copenhagen : WHO; 2010. 454 p. Disponible: https://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf
88. FAO/WHO. Principles and Methods for the Risk Assessment of Chemicals in Food- Environmental Health Criteria 240 [En ligne]. Geneva : Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization; 2009 p. 752. (International Programme on Chemical Safety). Disponible: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00207233.2010.549617>
89. [En ligne]. FAO/WHO. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA); [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/>
90. [En ligne]. WHO. Drinking-water quality guidelines; [cité le 19 oct 2021]. Disponible: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
91. WHO. Policies and procedures for updating the Guidelines for drinking-water quality [En ligne]. World Health Organization; 2009 p. 39. Rapport no WHO/HSE/WSH/09.05. Disponible: <https://www.who.int/publications-detail-redirect/WHO-HSE-WSH-09.05>
92. [En ligne]. Santé Canada. Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel; 26 juin 2015 [cité le 31 août 2021]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/qualite-air/lignes-directrices-qualite-air-interieur-residentiel.html>
93. Santé Canada. Approach for preparation of Residential Indoor Air Quality Guidelines and Guidance (RIAQGs). 2015.

94. [En ligne]. Santé Canada, Environnement Canada. Deuxième liste de substances d'intérêt prioritaire (LSIP2); 11 févr 2010 [cité le 19 oct 2021]. Disponible: <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=C04CA116-1>
95. [En ligne]. Santé Canada, Environnement Canada. Première liste de substances d'intérêt prioritaire (LSIP1); 11 févr 2010 [cité le 19 oct 2021]. Disponible: <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=95D719C5-1>
96. [En ligne]. Gouvernement du Canada E et C climatique C. ARCHIVÉE - Environnement et Changement climatique Canada - Évaluation des substances existantes - Politique administrative et méthode d'évaluation des risques pour l'environnement des substances d'intérêt prioritaire; 23 mars 2011 [cité le 9 nov 2021]. Disponible: <https://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=BA0E21A9-1>
97. [En ligne]. Santé Canada. Qualité de l'eau - Rapports et publications- Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documents technique; [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>
98. [En ligne]. Santé Canada. Consultations concernant les pesticides et lutte antiparasitaire - Projets de décision d'homologation; 29 avr 2010 [cité le 8 nov 2021]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire/public/consultations.html>
99. [En ligne]. Santé Canada. Trousse à outils d'homologation de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (vidéo description); 4 déc 2020 [cité le 9 nov 2021]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/video/trousse-outils-homologation-agence-reglementation-lutte-antiparasitaire-videodescription.html>
100. [En ligne]. US EPA. Human Health Benchmarks for Pesticides; [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://iaspub.epa.gov/apex/pesticides/f?p=HHBP:home:51092080960:::>
101. [En ligne]. US EPA O. About Pesticide Registration; 27 févr 2013 [cité le 9 nov 2021]. Disponible: <https://www.epa.gov/pesticide-registration/about-pesticide-registration>
102. [En ligne]. US EPA. IRIS- Integrated Risk Information System; 15 mars 2013 [cité le 29 juill 2021]. Disponible: <https://www.epa.gov/iris>
103. [En ligne]. US EPA. Drinking Water Contaminant Human Health Effects Information -Human Health and Drinking Water Advisory Documents for Chemical Contaminants; 18 août 2015 [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-contaminant-human-health-effects-information>
104. [En ligne]. US EPA. Drinking Water Contaminant Human Health Effects Information -Regulatory Support Documents for Chemical Contaminants; 18 août 2015 [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-contaminant-human-health-effects-information>
105. [En ligne]. ANSES. Liste des Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) de l'Anses | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail; 2021 [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-valeurs-toxicologiques-de-r%C3%A9f%C3%A9rence-vtr-de-l%E2%80%99anses>

106. [En ligne]. ANSES. Valeurs Guides de qualité d'air Intérieur (VGAi) | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail; 2021 [cité le 16 juin 2021]. Disponible: <https://www.anses.fr/fr/content/valeurs-guides-de-qualit%C3%A9-d%E2%80%99air-int%C3%A9rieur-vgai>
107. [En ligne]. ANSES. Avis du CES « Eaux » | Anses - Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail; [cité le 1 sept 2021]. Disponible: <https://www.anses.fr/fr/content/avis-du-ces-eaux>
108. California Office of Environmental Health Hazard Assessment [En ligne]. OEHHA. Toxicity criteria on chemicals evaluated by OEHHA.; 6 mai 2016 [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://oehha.ca.gov/chemicals>
109. Texas Commission on Environmental Quality [En ligne]. TCEQ. Final Development Support Documents (DSDs); 2021 [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://www.tceq.texas.gov/toxicology/dsd/final>
110. Minnesota Department of Health [En ligne]. MDH. Human Health-Based Water Guidance Table; [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/guidance/gw/table.html>
111. ECOS-DoD. IDENTIFICATION AND SELECTION OF TOXICITY VALUES/CRITERIA FOR CERCLA AND HAZARDOUS WASTE SITE RISK ASSESSMENTS IN THE ABSENCE OF IRIS VALUES [En ligne]. 2007. Disponible: <https://www.ecos.org/wp-content/uploads/2016/05/FINAL-ECOS-PV-Paper-4-23-07.pdf>
112. [En ligne]. CCME. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement; [cité le 30 juill 2021]. Disponible: <https://ccme.ca/fr/resources#>
113. Baars AJ, Theelen R, Janssen P, Hesse J, van Apeldoorn M. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels [En ligne]. RIVM National Institute for Public Health and the Environment; 2001 p. 297. Rapport no 711701 025. Disponible: <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701025.pdf>
114. Tiesjema B, Baars AJ. Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period. RIVM National Institute for Public Health and the Environment; 2009 p. 68. Rapport no 711701092/2009.
115. Dusseldorp A, van Bruggen M, Douwes J. Health-based guideline values for the indoor environment. RIVM National Institute for Public Health and the Environment; 2007 p. 97.
116. [En ligne]. Santé Canada. Niveaux de référence dans l'air intérieur; 5 févr 2018 [cité le 16 juin 2021]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/niveaux-de-reference-dans-air-interieur.html>
117. Holson JF, Stump DG, Ulrich CE, Farr CH. Absence of prenatal developmental toxicity from inhaled arsenic trioxide in rats. Toxicological Sciences. 1 sept 1999;51(1):87-97.
118. NTP N. Technical Report on Toxicity Studies of Cadmium Oxide (CAS no. 1306-19-0) administered by Inhalation to F344/N Rats and B6C3F1 Mice. Research Triangle Park, US Department of Health and Human Services Public Health Service National Institutes of Health NIH Publication. 1995;95-3388.

119. Graham JA, Miller FJ, Daniels MJ, Payne EA, Gardner DE. Influence of cadmium, nickel, and chromium on primary immunity in mice. *Environmental Research*. 1 janv 1978;16(1):77-87.
120. ANSES. Valeur toxicologique de référence pour le cadmium et ses composés [En ligne]. Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail; 2012. Rapport no Saisine n°2009-SA-0344. Disponible: <https://www.anses.fr/sites/default/files/files/CHIM2009sa0344Ra.pdf>
121. EFSA. Cadmium in food - Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain [En ligne]. European Food Safety Authority; 2009. Disponible: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/980>
122. Buchet JP, Lauwerys R, Roels H, Bernard A, Bruaux P, Claeys F, et al. Renal effects of cadmium body burden of the general population. *Lancet*. 22 sept 1990;336(8717):699-702.
123. Järup L, Hellström L, Alfvén T, Carlsson MD, Grubb A, Persson B, et al. Low level exposure to cadmium and early kidney damage: the OSCAR study. *Occup Environ Med*. oct 2000;57(10):668-72.
124. Suwazono Y, Sand S, Vahter M, Filipsson AF, Skerfving S, Lidfeldt J, et al. Benchmark dose for cadmium-induced renal effects in humans. *Environ Health Perspect*. juill 2006;114(7):1072-6.
125. OEHHA. Appendix D.3 Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines (OEHHA 1999). Dans: Technical Support Document For the Derivation of Noncancer Reference Exposure Levels [En ligne]. California Environmental Protection Agency, Office of Environmental Health Hazard Assessment, Air Toxicology and Epidemiology Branch; 2008 [cité le 2 sept 2021]. (Air Toxics Hot Spots Risk Assessment Guidelines). Disponible: <https://oehha.ca.gov/media/downloads/crnrr/appendixd3final.pdf>
126. Lauwerys RR, Buchet JP, Roels HA, Brouwers J, Stanescu D. Epidemiological Survey of Workers Exposed to Cadmium. *Archives of Environmental Health: An International Journal*. Routledge; 1 mars 1974;28(3):145-8.
127. Thun MJ, Schnorr TM, Smith AB, Halperin WE, Lemen RA. Mortality among a cohort of U.S. cadmium production workers--an update. *J Natl Cancer Inst*. févr 1985;74(2):325-33.
128. U.S. EPA. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis [En ligne]. Washington, DC : United States Environmental Protection Agency; 1997. Disponible: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-11/documents/montecar.pdf>
129. Bilodeau F, Bessette S, Proulx D, Bussière P. Rapport de la caractérisation préliminaire des sols à l'arsenic, au cadmium et au plomb dans le périmètre urbain de Rouyn-Noranda [En ligne]. Direction de la santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue, unité de santé environnementale; 2020. Rapport no 978-2-550-88115-5. Disponible: https://www.cisss-at.gouv.qc.ca/partage/BIOSURVEILLANCE/Rapport_campagne_echantillonnage_sols_R-N.pdf
130. U.S. EPA. Technical Support Document: Parameters and Equations Used in the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children [En ligne]. Technical Review Workgroup for Lead, United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response/Office of Emergency and Remedial Response.; 1994. Disponible: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100MECY.PDF?Dockkey=P100MECY.PDF>

131. White PD, Van LP, Davis BD, Maddaloni M, Hogan KA, Marcus AH, et al. The conceptual structure of the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children. *Environmental Health Perspectives*. Environmental Health Perspectives; déc 1998;106(suppl 6):1513-30.
132. Carrizales L, Razo I, Téllez-Hernández JI, Torres-Nerio R, Torres A, Batres LE, et al. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: Importance of soil contamination for exposure of children. *Environmental Research*. 1 mai 2006;101(1):1-10.
133. Deshommes E, Andrews RC, Gagnon G, McCluskey T, McIlwain B, Doré E, et al. Evaluation of exposure to lead from drinking water in large buildings. *Water Research*. 1 août 2016;99:46-55.
134. Deshommes E, Prévost M, Levallois P, Lemieux F, Nour S. Application of lead monitoring results to predict 0–7 year old children's exposure at the tap. *Water Research*. 1 mai 2013;47(7):2409-20.
135. Elkind-Hirsch KE, Raynolds MV, Goldzieher JW. Comparison of immunoreactive gonadotropin-releasing hormone and human chorionic gonadotropin in term placentas from normal women and those with insulin-dependent and gestational diabetes. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*. 1 janv 1989;160(1):71-8.
136. Jez E, Lestan D. Prediction of blood lead levels in children before and after remediation of soil samples in the upper Meza Valley, Slovenia. *Journal of Hazardous Materials*. 15 oct 2015;296:138-46.
137. Laidlaw MAS, Mohammad SM, Gulson BL, Taylor MP, Kristensen LJ, Birch G. Estimates of potential childhood lead exposure from contaminated soil using the US EPA IEUBK Model in Sydney, Australia. *Environmental Research*. 1 juill 2017;156:781-90.
138. Lynch RA, Boatright DT, Moss SK. Lead-contaminated imported tamarind candy and children's blood lead levels. *Public Health Reports*. SAGE Publications; 2000;115(6):537.
139. Ngueta G, Prévost M, Deshommes E, Abdous B, Gauvin D, Levallois P. Exposure of young children to household water lead in the Montreal area (Canada): The potential influence of winter-to-summer changes in water lead levels on children's blood lead concentration. *Environment International*. 1 déc 2014;73:57-65.
140. Perez AL, Nembhard M, Monnot A, Bator D, Madonick E, Gaffney SH. Child and adult exposure and health risk evaluation following the use of metal- and metalloid-containing costume cosmetics sold in the United States. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. 1 mars 2017;84:54-63.
141. Tristán E, Demetriades A, Ramsey MH, Rosenbaum MS, Stavarakis P, Thornton I, et al. Spatially Resolved Hazard and Exposure Assessments: An Example of Lead in Soil at Lavrion, Greece. *Environmental Research*. 1 janv 2000;82(1):33-45.
142. von Lindern I, Spalinger S, Petroysan V, von Braun M. Assessing remedial effectiveness through the blood lead:soil/dust lead relationship at the Bunker Hill Superfund Site in the Silver Valley of Idaho. *Science of The Total Environment*. 15 févr 2003;303(1):139-70.
143. Zheng J, Huynh T, Gasparon M, Ng J, Noller B. Human health risk assessment of lead from mining activities at semi-arid locations in the context of total lead exposure. *Environ Sci Pollut Res*. 1 déc 2013;20(12):8404-16.

144. Zhong B, Giubilato E, Critto A, Wang L, Marcomini A, Zhang J. Probabilistic modeling of aggregate lead exposure in children of urban China using an adapted IEUBK model. *Science of The Total Environment*. 15 avr 2017;584-585:259-67.
145. Zartarian V, Xue J, Tornero-Velez R, Brown J. Children's Lead Exposure: A Multimedia Modeling Analysis to Guide Public Health Decision-Making. *Environ Health Perspect*. 12 sept 2017;125(9):097009.
146. Valcke M, Bourgault MH, Gagné M, Levallois P. A probabilistic toxicokinetic modeling approach to the assessment of the impact of daily variations of lead concentrations in tap water from schools and daycares on blood lead levels in children. *Science of The Total Environment*. 25 juin 2021;775:145866.
147. Santé Canada. Final Human Health State of the Science Report on Lead. [En ligne]. Ottawa, Ontario; 2013. Disponible: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/pdf/pubs/contaminants/dhhssrl-rpecscephsh/dhhssrl-rpecscephsh-eng.pdf
148. INSPQ. Présence de plomb dans l'eau des écoles et des garderies: importance du risque et pertinence d'une surveillance à chaque point d'utilisation [En ligne]. Direction de la santé environnementale et de la toxicologie, Institut national de santé publique du Québec; 2019. Disponible: https://www.inspq.qc.ca/sites/default/files/publications/2550_plomb_eau_ecoles_garderies.pdf
149. Enterline PE, Marsh GM, Esmen NA, Henderson VL, Callahan CM, Paik M. Some effects of cigarette smoking, arsenic, and SO₂ on mortality among US copper smelter workers. *J Occup Med*. oct 1987;29(10):831-8.
150. Viren JR, Silvers A. Unit risk estimates for airborne arsenic exposure: an updated view based on recent data from two copper smelter cohorts. *Regul Toxicol Pharmacol*. oct 1994;20(2):125-38.
151. Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Santé Canada. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation pour l'arsenic et ses composés [En ligne]. Ottawa : Ministre de l'Approvisionnement et des Services Canada; 1993. (Loi canadienne sur la protection de l'environnement.). Disponible: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/arsenic_comp/arsenic-larsenic-fra.pdf
152. Higgins I, Welch K, Burchfield C. Mortality of Anaconda smelter workers in relation to arsenic and other exposures. University of Michigan, Dept. Epidemiology, Ann Arbor, MI.; 1982.
153. Enterline PE, Day R, Marsh GM. Cancers related to exposure to arsenic at a copper smelter. *Occup Environ Med*. janv 1995;52(1):28-32.
154. Järup L, Pershagen G, Wall S. Cumulative arsenic exposure and lung cancer in smelter workers: a dose-response study. *Am J Ind Med*. 1989;15(1):31-41.
155. Lubin JH, Moore LE, Fraumeni JF, Cantor KP. Respiratory cancer and inhaled inorganic arsenic in copper smelters workers: a linear relationship with cumulative exposure that increases with concentration. *Environ Health Perspect*. déc 2008;116(12):1661-5.
156. Brown CC, Chu KC. Approaches to epidemiologic analysis of prospective and retrospective studies: Example of lung cancer and exposure to arsenic. Alta, VT; 1983.

157. Brown CC, Chu KC. Implications of the multistage theory of carcinogenesis applied to occupational arsenic exposure. *J Natl Cancer Inst.* mars 1983;70(3):455-63.
158. Brown CC, Chu KC. A new method for the analysis of cohort studies: implications of the multistage theory of carcinogenesis applied to occupational arsenic exposure. *Environ Health Perspect.* avr 1983;50:293-308.
159. Enterline PE, Marsh GM. Cancer among workers exposed to arsenic and other substances in a copper smelter. *Am J Epidemiol.* déc 1982;116(6):895-911.
160. Lee-Feldstein A. Arsenic and respiratory cancer in man: Follow-up of an occupational study. Dans: Lederer W, Fensterheim R, rédacteurs. *Arsenic: Industrial, Biomedical, and Environmental Perspectives*. New York : Van Nostrand Reinhold; 1983.
161. Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Santé Canada. Le cadmium et ses composés. Ottawa : Groupe Communication Canada; 1994. (Loi canadienne sur la protection de l'environnement Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation).
162. Oldiges H, Hochrainer D, Takenaka S, Oberdörster G, König H. Lung Carcinomas in Rats after Low Level Cadmium Inhalation. *Toxicol Environ Chem.* 1984;(9):41-51.
163. Takenaka S, Oldiges H, König H, Hochrainer D, Oberdörster G. Carcinogenicity of cadmium chloride aerosols in W rats. *J Natl Cancer Inst.* févr 1983;70(2):367-73.
164. Park RM, Stayner LT, Petersen MR, Finley-Couch M, Hornung R, Rice C. Cadmium and lung cancer mortality accounting for simultaneous arsenic exposure. *Occup Environ Med.* mai 2012;69(5):303-9.
165. Chovil A, Sutherland RB, Halliday M. Respiratory cancer in a cohort of nickel sinter plant workers. *Occupational and Environmental Medicine*. BMJ Publishing Group Ltd; 1 nov 1981;38(4):327-33.
166. Roberts RS, Julian JA, Muir DC, Shannon HS. Cancer mortality associated with the high-temperature oxidation of nickel subsulfide. IARC Scientific Publications. 1984;(53):23-35.
167. Muir DCF, Julian JA, Roberts RS. Mortality analysis in a Canadian sinter plant: a comparison of two cohorts based on year of first hiring. Dans: *Progress in nickel toxicology: proceedings of the third international conference on nickel metabolism and toxicology*, 4-7 september 1984, Paris, France. 1984. p. 207-10.
168. Andersen A. Recent follow-up of nickel refinery workers in Norway and respiratory cancer. *Advances in environmental science and technology.* 1992;25:621-7.
169. Andersen A, Berge SR, Engeland A, Norseth T. Exposure to nickel compounds and smoking in relation to incidence of lung and nasal cancer among nickel refinery workers. *Occupational and Environmental Medicine*. BMJ Publishing Group Ltd; 1 oct 1996;53(10):708-13.
170. Gouvernement du Canada, Environnement Canada, Santé Canada. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation pour le nickel et ses composés. [En ligne]. Ottawa : Ministère de l'Approvisionnement et des Services Canada; 1994. (Loi canadienne sur la protection de l'environnement.). Disponible: https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/migration/hc-sc/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/psl1-lsp1/compounds_nickel_composes/nickel-fra.pdf

171. Doll R, Andersen A, Cooper WC, Cosmatos I, Cragle DL, Easton D, et al. Report of the international committee on nickel carcinogenesis in man. *Scand J Work Environ Health*. 1990;16(1):1-82.
172. Grimsrud TK, Berge SR, Martinsen JI, Andersen A. Lung cancer incidence among Norwegian nickel-refinery workers 1953–2000. *J Environ Monit. The Royal Society of Chemistry*; 25 mars 2003;5(2):190-7.
173. Enterline PE, Marsh GM. Mortality Among Workers in a Nickel Refinery and Alloy Manufacturing Plant in West Virginia. *JNCI: Journal of the National Cancer Institute*. 1 juin 1982;68(6):925-33.
174. US EPA. Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary. Nickel refinery dust; no CASRN [En ligne]. US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment; 1987 p. 11. Disponible: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0272_summary.pdf
175. Peto J, Cuckle H, Doll R, Hermon C, Morgan LG. Respiratory cancer mortality of Welsh nickel refinery workers. *IARC Sci Publ*. 1984;(53):37-46.
176. Magnus K, Andersen A, Høgetveit AChr. Cancer of respiratory organs among workers at a nickel refinery in Norway second report. *International Journal of Cancer*. 1982;30(6):681-5.
177. Azar A, Snee RD, Habibi K. Relationship of community levels of air lead and indices of lead absorption. Dans: Amsterdam. the Netherlands; 1973. p. 581.
178. [En ligne]. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Norme sur le nickel dans l'air ambiant - Québec confirme l'édiction du Règlement modifiant le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère; 5 avr 2022. Disponible: <https://www.quebec.ca/nouvelles/actualites/details/norme-sur-le-nickel-dans-lair-ambiant-quebec-confirme-lediction-du-reglement-modifiant-le-reglement-sur-lassainissement-de-latmosphere-39200>
179. Tseng WP, Chu HM, How SW, Fong JM, Lin CS, Yeh S. Prevalence of Skin Cancer in an Endemic Area of Chronic Arsenicism in Taiwan2. *JNCI: Journal of the National Cancer Institute*. 1 mars 1968;40(3):453-63.
180. Tseng WP. Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspectives*. août 1977;19:109-19.
181. [En ligne]. JECFA. Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives: Cadmium; 2021. Disponible: <https://apps.who.int/food-additives-contaminants-jecfa-database/Home/Chemical/1376>
182. JECFA. Evaluation of certain food additives and contaminants [En ligne]. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives; 2013. Rapport no Seventy-seventh. Disponible: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/98388/9789241209830_eng.pdf?sequence=1
183. Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Cadmium [En ligne]. Ottawa, Ontario : Santé Canada; 2020. Disponible: <https://www.canada.ca/content/dam/hc-sc/documents/services/publications/healthy-living/guidelines-canadian-drinking-water-quality-guideline-technical-document-cadmium/recommandations-qualite-eau-potable-cadmium.pdf>
184. U.S. EPA. Drinking Water Criteria Document on Cadmium. Washington, D.C. : Office of Drinking Water; 1985.

185. ANSES. Exposition au cadmium. Propositions de valeurs toxicologiques de référence par ingestion, de valeurs sanitaires repères dans les milieux biologiques (sang, urines, ...) [En ligne]. Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail; 2017. Rapport no Saisine «2015-SA-0140». Disponible: <https://www.anses.fr/fr/system/files/VSR2015SA0140Ra-1.pdf>
186. Engström A, Michaëlsson K, Vahter M, Julin B, Wolk A, Åkesson A. Associations between dietary cadmium exposure and bone mineral density and risk of osteoporosis and fractures among women. *Bone*. 1 juin 2012;50(6):1372-8.
187. Engström A, Michaëlsson K, Suwazono Y, Wolk A, Vahter M, Åkesson A. Long-term cadmium exposure and the association with bone mineral density and fractures in a population-based study among women. *Journal of Bone and Mineral Research*. 2011;26(3):486-95.
188. EFSA. Scientific Opinion on Lead in Food [En ligne]. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM); 2013. Disponible: <https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2903/j.efsa.2010.1570>
189. JECFA. Safety evaluation of certain food additives and contaminants - Lead. Geneva : Seventy-third meeting of the Joint FAO/ WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA); 2011.
190. Budtz-Jørgensen E, Bellinger D, Lanphear B, Grandjean P, International Pooled Lead Study Investigators. An international pooled analysis for obtaining a benchmark dose for environmental lead exposure in children. *Risk Anal*. mars 2013;33(3):450-61.
191. Lanphear BP, Hornung R, Khoury J, Yolton K, Baghurst P, Bellinger DC, et al. Low-Level Environmental Lead Exposure and Children's Intellectual Function: An International Pooled Analysis. *Environmental Health Perspectives*. *Environmental Health Perspectives*; juill 2005;113(7):894-9.
192. JECFA. Evaluation of certain food additives and contaminants [En ligne]. Geneva : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives; 2000. Rapport no Fifty-third report. Disponible: http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/42378/WHO_TRS_896.pdf?sequence=1

ANNEXE 1 IDENTIFICATION DES CONTAMINANTS D'INTÉRÊT : MÉTHODOLOGIE, RÉSULTATS ET PERSPECTIVES

Sources de données considérées

Aucun document public ne permet de dresser un portrait exhaustif des contaminants atmosphériques auxquels la population de RN pourrait être exposée en raison des activités industrielles de GFH. Pour le présent travail, les contaminants mentionnés aux sources suivantes ont donc été compilés afin de compléter le tableau 1 :

- L'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) documente les émissions à la cheminée et les émissions fugitives²⁹ déclarées au gouvernement du Canada (données ouvertes) entre 2016 et 2020³⁰ (80);
- La liste des paramètres mesurés aux stations d'échantillonnage³¹ de l'air ambiant installées dans la ville de RN, stations opérées soit par le MELCC ou par GFH (sous l'accréditation du MELCC). Ces données ont été fournies par la DSPublique-AT;
- L'autorisation ministérielle accordée à GFH, n° 201708002, datée du 20 novembre 2017 (7);
- Le 3^e plan d'action de GFH pour la « réduction des émissions de contaminants dans le but d'obtenir le meilleur gain environnemental »; plus spécifiquement la version de février 2022 (11) et la version bonifiée du mois d'août 2022 (3).

Identification des contaminants d'intérêt

L'identification des contaminants d'intérêt s'appuie sur la pondération de la quantité totale de chaque contaminant émis par GFH par son potentiel toxique. Les étapes de ce processus sont détaillées ci-dessous.

²⁹ « Rejets ne pouvant être interceptés ou rejets accidentels, y compris : les fuites d'équipement provenant des robinets, des joints de pompe, des brides, des compresseurs, des raccords d'échantillonneurs, des conduites ouvertes, etc., les pertes par évaporation dues aux réservoirs de retenue et aux déversements, les rejets des systèmes de ventilation des bâtiments et toutes autres émissions atmosphériques fugitives ou diffuses provenant du traitement par épandage des résidus miniers, des stériles, des piles de stockages, etc. » (49)

³⁰ Les données pour 2021 sont disponibles, mais elles n'ont pas encore été validées par Environnement Canada. Elles n'ont donc pas été retenues ici.

³¹ C'est-à-dire les échantillonneurs à grand débit (ou *High Vols*) et les jarres à retombées de poussières.

Étape 1 : Compilation des quantités totales de contaminants émis par GFH

Sur la base des données contenues dans l'INRP, il est possible de définir les quantités de contaminants émis par GFH. Le tableau suivant présente la somme des rejets déclarés entre 2016 et 2020.

Tableau A1-1 **Quantité totale des contaminants déclarés par GFH à l'INRP entre 2016 et 2020**

Contaminants	Somme des rejets* (tonnes)
Dioxyde de soufre	70 282
Matières particulaires totales	5 346
PM10	1 148
PM2,5	1 052
Monoxyde de carbone	595
Cuivre	495
Plomb	366
Zinc	229
Dioxyde d'azote	90
Acide sulfurique	90
Arsenic	84
Sélénium	30
Antimoine	10
Nickel	8
Fluor (2017-2020)	7
Cadmium	3
Chrome total (2019-2020)	2
Argent (2018-2020)	1,4
Chlore (2018)	0,9
Manganèse (2017-2020)	0,8
Mercure	0,2
Cobalt (2020)	0,02
Hexachlorobenzène (2017-2020)	$9,1 \times 10^{-5}$
Dioxines et furanes	$7,4 \times 10^{-7}$
Total	79 840

* Si le contaminant n'a pas été déclaré tous les ans entre 2016 et 2020, alors les années de déclaration seront indiquées entre parenthèses à côté du nom du contaminant.

Étape 2 : Potentiel toxique des différents contaminants rejetés

Outre les quantités émises, il importe de considérer le potentiel toxique des différents métalloïdes et des composés organiques semi-volatils contaminants émis par GFH, puisque celui-ci diffère largement d'un composé à l'autre. Afin de tenir compte du « fardeau toxique » que représente l'émission des différents contaminants, une catégorisation de ceux-ci a été réalisée.

Tout d'abord, parmi tous les contaminants déclarés à l'INRP par les installations au Québec, ceux ayant un plus grand potentiel toxique pour la santé humaine ont été priorisés. Pour ce faire, les substances dont les VTR³² ou les normes de qualité de l'atmosphère du RAA sont inférieures à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ont été retenues³³. Quinze contaminants se qualifiaient selon ce critère (voir tableau A1-2).

Ensuite, ces contaminants ont été regroupés en fonction de leur toxicité relative par rapport aux dioxines et aux furanes (tableau A1-2). Cette catégorisation comprend quatre groupes; seuls les dioxines et les furanes sont classés dans le premier groupe, puisque sa VTR est très faible par rapport aux trois autres groupes. Sommairement, plus la VTR suggère une toxicité élevée, plus la substance concernée a été pondérée à la hausse. Toutefois, la toxicité relative du plomb montrée au tableau A1-2 est sous-estimée. D'une part, les VTR dans l'air et les normes actuelles associées au plomb n'ont pas été ajustées aux connaissances plus récentes sur la toxicité du plomb. La U.S. EPA prévoit d'ailleurs en tenir compte dans son processus actuel de révision de la norme d'air ambiant pour le plomb (81). D'autre part, le plomb est le seul contaminant listé au tableau A1-2 pour lequel les valeurs de VTR et de normes se situent dans une plage de concentrations associées à un effet considéré comme non négligeable d'un point de vue de santé publique (soit une baisse du Q.I. moyen populationnel) (5). Pour les autres contaminants, les VTR et les normes se situent dans une plage de concentration considérée comme étant sécuritaire (les non cancérigènes avec seuil) ou comme étant associé à un risque négligeable pour la population (les cancérigènes sans seuil).

³² Soit les concentrations de référence (RfC) pour les effets non cancérigènes ou les concentrations dans l'air ambiant associées à un risque de cancer de 1 sur 1 million, comme documenté dans la base de données toxicologiques IRIS de la U.S. EPA. Les autres sources de VTR primaires ou secondaires n'ont pas été examinées en raison des délais impartis.

³³ Cette concentration a été définie arbitrairement, mais elle permet de juger grossièrement de « l'ordre de grandeur » du potentiel toxique d'un contaminant.

Tableau A1-2 Catégorisation des 15 contaminants déclarés au Québec qui présentent une VTR ou une norme du RAA inférieure à 1 µg/m³

Catégorie	Contaminants retenus	Plage de VTR (ng/m ³)	Toxicité relative par rapport aux D&F Dioxines et furanes
1	Dioxine et furanes (D&F)	6 x 10 ⁻⁵	1
2	Chrome hexavalent, arsenic	0,083 à 0,23	1 x 10 ⁻³
3	Benzo(a)pyrène, cadmium, hexachlorobenzène, nickel, mercure	0,90 à 5	1 x 10 ⁻⁴
4	Manganèse, mélange diisocyanate 2,4-/2,6-toluene, chrome trivalent, plomb, antimoine, argent, thallium	50 à 230	1 x 10 ⁻⁶

Étape 3 : Calcul des quantités de rejets pondérés de contaminants émis par GFH

Pour chaque contaminant, la quantité de rejets pondérés (tableau A1-3) a été effectuée en multipliant la donnée d'émission en tonnes (tableau A1-1) par la valeur de toxicité relative de la catégorie à laquelle le contaminant appartient (tableau A1-2). Ce calcul a été effectué pour 12 contaminants des 15 contaminants du tableau A1-2; le chrome hexavalent, le benzo(a)pyrène et le mélange diisocyanate de 2,4-/2,6-toluene ne sont pas déclarés à l'INRP par GFH. Le chrome trivalent ne fait pas partie de la liste de contaminants à déclarer à l'INRP; seuls le chrome total et le chrome hexavalent y figurent. Comme GFH n'a pas déclaré de chrome hexavalent, pour les fins du calcul de la pondération, il a été présumé que le chrome total rejeté était entièrement composé de chrome trivalent.

Tableau A1-3 Quantités totales de rejets des 13 contaminants les plus toxiques déclarés par GFH, entre 2016 et 2020, pondérées pour la toxicité relative par rapport aux dioxines et aux furanes

Catégorie	Contaminants	Somme des rejets (tonnes)	Sommes des rejets pondérés (tonnes)	Ratio de la quantité totale de rejets pondérés
1	Dioxines et furanes	$7,4 \times 10^{-7}$	$7,4 \times 10^{-7}$	0,001 %
2	Chrome hexavalent*	nd	nd	nd
	Arsenic	84	$8,4 \times 10^{-2}$	98,2 %
3	Benzo(a)pyrène*	nd	nd	nd
	Cadmium	3,4	$3,4 \times 10^{-4}$	0,40 %
	Hexachlorobenzène	$9,1 \times 10^{-5}$	$9,1 \times 10^{-9}$	0,00001 %
	Nickel	8	$8,0 \times 10^{-4}$	0,94 %
	Mercure	0,191	$1,9 \times 10^{-5}$	0,02 %
4	Manganèse	0,82	$8,2 \times 10^{-7}$	0,001 %
	2,4-/2,6-TDI	nd	nd	nd
	Plomb	366	$3,7 \times 10^{-4}$	0,43 %
	Chrome trivalent**	2,1	$2,1 \times 10^{-6}$	0,003 %
	Antimoine	10	$1,0 \times 10^{-5}$	0,01 %
	Argent	1,42	$1,4 \times 10^{-6}$	0,002 %
	Thallium*	nd	nd	nd
Total		476	$8,6 \times 10^{-2}$	100 %

TDI : Toluène diisocyanate mélange.

nd : données non disponibles.

* Ces trois contaminants n'ont pas été déclarés par GFH.

** Le chrome trivalent ne figure pas sur la liste des contaminants à déclarer à l'INRP; les déclarations de chrome total sont utilisées pour le chrome trivalent.

En gras : contaminants d'intérêt retenus pour l'évaluation des risques.

Étape 4 : Sélection des contaminants d'intérêt

Le tableau A1-3 montre que les rejets pondérés d'As, de Cd, de Ni et de Pb représentent 99,97 % du total des rejets pondérés de GFH, dont 98 % est uniquement attribuable à l'arsenic. Ces quatre contaminants sont donc retenus pour la présente évaluation du risque. Aussi, bien que le plomb présente une toxicité relative présumément sous-estimée, ses rejets pondérés s'avèrent non négligeables. Cela s'explique probablement par le fait que la quantité absolue de rejets (366 tonnes entre 2016 et 2020) représente 77 % de la quantité totale absolue de rejets de l'ensemble des 13 contaminants mentionnés au tableau A1-3 (476 tonnes de 2016 à 2020).

Comparaison sommaire des rejets de GFH aux autres installations québécoises

À titre informatif, les données d'émissions atmosphériques spécifiques à GFH ont été comparées aux mêmes données de l'ensemble des autres entreprises québécoises figurant dans la liste de l'INRP. Ainsi, le tableau A1-4 reprend les émissions totales des 24 contaminants différents déclarés par GFH entre 2016 et 2020 (aussi présentées dans le tableau A1-1) et les compare aux émissions annuelles moyennes et totales des 521 autres installations québécoises ayant déclaré à l'INRP avoir émis au moins un de ces mêmes contaminants durant cette même période.

Tableau A1-4 Pourcentage de la quantité totale déclarée par GFH par rapport à la quantité totale déclarée par l'ensemble des installations québécoises, selon les données de l'INRP entre 2016 et 2020

Contaminants*	Ailleurs au Qc (N = 521 installations)		GFH	
	Nombre d'installations émettrices (n)	Quantités totales rejetées (tonnes)	Quantités totales rejetées (tonnes)	Pourcentage de la quantité totale rejetée au Qc
Fluor	0	0	7	100 %
Monoxyde de carbone	228	2 x 10 ⁶	595	0,03 %
Dioxyde d'azote	214	197 766	90	0,5 %
Manganèse (2017-2020)	38	67	0,8	1 %
PM10	447	71 382	1 148	2 %
Chlore (2018)	10	35	0,9	2 %
PM2,5	452	38 681	1 052	3 %
Matières particulaires totales	257	149 067	5 346	3 %
Dioxines et furanes	32	1,4 x 10 ⁻⁵	7,4 x 10 ⁻⁷	5 %
Chrome total** (2019-2020)	19	29	2	6 %
Hexachlorobenzène (2017-2020)	21	1,4 x 10 ⁻³	9,1 x 10 ⁻⁵	6 %
Acide sulfurique	21	1 486	90	6 %
Cobalt	32	0,33	0,02	7 %
Mercure	49	2	0,2	10 %
Dioxyde de soufre	118	425 423	70 282	14 %
Nickel	14	18	8	31 %
Zinc	45	498	229	31 %
Cadmium	61	4	3	43 %
Cuivre	24	427	495	54 %
Plomb	81	50	366	88 %
Argent	1	0,1	1,4	95 %
Arsenic	38	3	84	97 %
Sélénium	34	1	30	97 %
Antimoine	6	0,2	10	98 %

* Si un contaminant n'était pas déclaré par GFH à chacune des cinq années considérées (ex. : le chrome total a été déclaré seulement en 2019 et 2020 par GFH), alors les données correspondantes des autres installations québécoises sont seulement colligées pour les mêmes années de déclaration de GFH (ex. : seules les données de chrome de 2019 et 2020 rejetées par les autres installations au Québec ont été compilées et utilisées aux fins de la comparaison).

** La spéciation chimique du chrome (forme III ou VI) n'est pas précisée.

Pour neuf de ces contaminants, la quantité totale émise par GFH entre 2016 et 2020 représente une proportion importante des rejets totaux à l'échelle de la province. En effet, la somme des émissions de GFH correspond au moins au tiers des émissions totales de **nickel** et de zinc au Québec, de 43 % à 54 % dans le cas du **cadmium** et du cuivre et jusqu'à 88 % à 98 % dans le cas du **plomb**, de l'argent, de l'**arsenic**, du sélénium et de l'antimoine. Pour les autres contaminants, la proportion des rejets de GFH durant ces mêmes années équivaut entre 0,03 % et 14 % de l'ensemble des rejets de la province. Il est à noter que GFH est la seule installation québécoise à avoir rejeté du fluor, soit 7 tonnes au total, entre 2016 et 2020. À la lumière de ces données, les quatre contaminants d'intérêt retenus s'avèrent également des contaminants pour lesquels les émissions de GFH sont surreprésentées par rapport à celles des autres installations québécoises.

ANNEXE 2 CARTES D'UNE PORTION DU PÉRIMÈTRE URBAIN DE RN INCLUANT LA FONDERIE HORNE (A) ET L'EMPLACEMENT DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE DU QND (B) ³⁴

A)



B)



³⁴ Les cartes ont été gracieusement fournies par la DSP de l'Abitibi-Témiscamingue.

ANNEXE 3 RECHERCHE ET COMPILATION DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE

La méthodologie de recherche de valeurs toxicologiques de référence (VTR) chroniques de l'Équipe scientifique sur le risque toxicologique et radiologique (ESRTR) a été suivie (15). Cette méthodologie est disponible sur demande.

Les VTR des sources primaires et secondaires retenues par l'ESRTR sont recherchées et compilées selon la voie d'exposition (voir tableaux A3-1 et A3-2). Les sources primaires sont définies comme étant les organismes de référence nationaux **ou internationaux** au sein desquels un processus de révision par les pairs des VTR proposées est obligatoirement prévu (82). Les sources secondaires sont définies comme étant des organismes nationaux **ou régionaux** (p. ex. un état américain) ayant détaillé leur méthodologie d'élaboration des VTR et chez qui les évaluations ayant mené aux VTR proposées peuvent ou non inclure un processus de révision par les pairs. De plus, dans le passé, ces sources de VTR ont été utilisées régulièrement par l'ESRTR en raison de la qualité de leurs méthodologies.

Tableau A3-1 Sources de données primaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR

Organisme	Source de VTR	Voie d'exposition	Référence
ATSDR	MRL-Minimal Risk Levels for Hazardous Substances	Inhalation et ingestion	(83,84)
EFSA	Rapports scientifiques et opinions publiés dans la revue EFSA Journal	Ingestion	(85,86)
OMS	<i>WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants</i> , version 2010	Inhalation	(87)
OMS	<i>Air quality guidelines for Europe</i> , version 2000 ^A	Inhalation	(32)
OMS	Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)	Ingestion	(88,89)
OMS	<i>WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants</i> , version 2010	Ingestion	(90,91)
Santé Canada ^B	Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel	Inhalation	(92,93)
Santé Canada ^C	Première et deuxième listes des substances prioritaires (LSIP1 et LSIP2)	Inhalation	(94–96)
Santé Canada	Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documents techniques	Ingestion	(97)
Santé Canada	Projets de décision d'homologation (PRF) pesticides seulement	Ingestion	(98,99)
U.S. EPA	IRIS-Integrated Risk Information System	Inhalation et ingestion	(45)
U.S. EPA	Human Health Benchmarks for Pesticides	Ingestion	(100,101)

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

EFSA : European Food Safety Authority.

^A Source primaire seulement si le contaminant n'apparaît pas à la version 2010 des *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants* (qui est une mise à jour du document de 2000 *Air quality guidelines for Europe*).

^B Il n'y a pas de document officiel qui mentionne le mécanisme de révision par les pairs, mais il a été confirmé par des experts de Santé Canada.

^C Ces évaluations ont été achevées au milieu des années 1990 (LSIP1) et au début des années 2000 (LSIP2). Aucune mise à jour n'a été effectuée depuis.

Tableau A3-2 Sources de données secondaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR

Organisme	Source de VTR	Voie d'exposition	Référence
U.S. EPA	Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values (PPRTVs) Assessments ^A	Inhalation et ingestion	(102)
U.S. EPA	Human Health and Drinking Water Advisory Documents for Chemical Contaminants	Ingestion	(103)
U.S. EPA	Regulatory Support Documents for Chemical Contaminants	Ingestion	(104)
Anses	Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR) de l'Anses	Inhalation et ingestion	(105)
Anses	Valeurs Guides de qualité d'air Intérieur (VGAI)	Inhalation	(106)
Anses	Les avis et les rapports sur Avis du comité d'experts spécialisé (CES) « Eaux ».	Ingestion	(107)
OEHHA	Toxicity criteria on chemicals evaluated by OEHHA	Inhalation et ingestion	(108)
TCEQ	Final Development Support Documents (DSDs)	Inhalation et ingestion	(109)
MDH	Human Health-Based Water Guidance Table	Ingestion	(110)

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France)

OEHHA : California Office of Environmental Health Hazard Assessment.

TCEQ : Texas Commission on Environmental Quality.

MDH : Minnesota Department of Health.

^A Les PPRTV sont développées selon un processus de révision par les pairs, mais le nombre de réviseurs est moindre que les évaluations incluses dans le programme IRIS. Les PPRTV sont déterminées pour les fins d'évaluations des risques menées dans le cadre du programme de réhabilitation des terrains contaminés « Superfund » de la U.S. EPA. Plusieurs des contaminants qui ont une ou des valeurs PPRTV n'ont pas été évalués par le programme IRIS (111).

Enfin, les VTR des sources tertiaires (voir tableau A1-3) sont recherchées et compilées uniquement dans le cas où aucune source de données primaires ou secondaires n'est disponible. La méthodologie à la base du processus de détermination des VTR pour ces sources est souvent moins bien explicitée que pour les sources secondaires. De plus, pour plusieurs d'entre elles, il s'agit d'un document pour lequel il n'y a pas de processus clair de mise à jour.

Tableau A3-3 Sources de données tertiaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR

Organisme	Source de VTR	Voie d'exposition	Référence
CCME	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement - sols	Ingestion	(112)
RIVM	Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels	Inhalation et ingestion	(113)
RIVM	Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001	Inhalation et ingestion	(114)
RIVM	Health-based guideline values for the indoor environment	Inhalation	(115)
Santé Canada	<i>L'évaluation pour les sites contaminés fédéraux au Canada : valeurs toxicologiques de référence (VTR), version 3.0</i>	Inhalation et ingestion	(72)
Santé Canada	Niveaux de référence dans l'air intérieur	Inhalation	(116)

CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement.

RIVM : National Institute for Public Health and the Environment, aux Pays-Bas.

ANNEXE 4 ANALYSE DE LA LITTÉRATURE RÉCENTE POUR VALIDER LES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE POUR L'ARSENIC PROPOSÉES PAR L'OEHHA

Introduction et méthodologie

La méthodologie de recherche utilisée visait à détecter la littérature scientifique qui pourrait moduler les conclusions de l'OEHHA de la CalEPA (2014) sur la détermination de leur VTR pour l'As sur une heure de 200 ng/m³ et chronique de 15 ng/m³. À cause des contraintes de temps pour produire le présent rapport, il a été décidé de cibler les recensions systématiques portant sur l'impact d'une exposition à l'arsenic (As) sur la cognition chez l'enfant et sur le poids à la naissance. De fait, ce sont les deux effets qui ont servi de base pour établir des valeurs toxicologiques de référence pour l'As. La cognition chez les enfants a été utilisée pour établir une valeur de l'OEHHA de 15 ng/m³ pour prévenir la baisse d'un point estimé de quotient intellectuel, alors que les variations de poids à la naissance ont été utilisées pour établir la valeur de 200 ng/m³ d'As par inhalation pour une exposition de courte durée.

Afin de vérifier si d'autres études pertinentes ont été publiées depuis l'évaluation de l'OEHHA, une approche de recherche documentaire a été développée à l'aide d'une bibliothécaire de l'INSPQ. Plus spécifiquement, trois stratégies ont été développées pour recenser la littérature scientifique sur l'exposition périnatale à l'arsenic et les effets sur le développement (en incluant les effets sur les fonctions cognitives).

La première stratégie visait à capter toutes les recensions systématiques qui ont été conduites depuis 2018 portant sur les métaux lourds et le développement de l'enfant. Bien que la recherche initiale portait sur sept métaux³⁵, seules les méta-analyses ciblant l'As ont été retenues pour les fins de la présente analyse. De plus, étant donné que les effets sensibles identifiés par l'OEHHA étaient le développement cognitif chez les enfants et le poids à la naissance, seules les recensions systématiques portant sur ces deux effets ont été retenues. Ainsi, trois recensions systématiques ont été identifiées et analysées en détail :

- L'étude de Heng *et al.* (2022), qui portait sur le neurodéveloppement de l'enfant et l'exposition aux métaux lourds, dont l'As, a été retenue;
- Pour le poids à la naissance, la revue de Zhong *et al.* (2019) qui portait sur l'exposition à l'As a été retenue;
- Une dernière étude a aussi été retenue, soit celle de Khanam *et al.* (2021). Elle portait sur la prématurité et l'exposition aux métaux, dont l'As. Il a été décidé d'analyser aussi cette méta-analyse, car la prématurité est un déterminant important du poids à la naissance.

³⁵ Le plomb, le cadmium, l'arsenic, le manganèse, le nickel, le chrome et le mercure.

Ainsi, plusieurs études épidémiologiques ont été publiées et n'ont pas été révisées par l'OEHHA (2014). Une révision plus détaillée de certaines de ces études a été réalisée pour évaluer si les conclusions de l'OEHHA sont toujours adéquates.

La deuxième stratégie de recherche visait à identifier toutes les études animales qui portent sur l'exposition à l'arsenic et le développement et qui ont été publiée depuis 2012. Encore une fois, cette stratégie visait à s'assurer qu'il n'y a pas d'information récente qui pourrait modifier les constats de l'OEHHA de 2014. Avec cette approche, une étude d'exposition portant sur l'exposition à l'As par ingestion chez les rats et le développement cognitif a été identifiée (Zhu *et al.*, 2017).

La troisième stratégie de recherche a été réalisée en interrogeant les bases de données Medline et Embase. Elle visait à identifier l'ensemble des études animales portant sur une exposition par inhalation à l'arsenic et les effets sur le développement, réalisées depuis 1985. Cette année correspond à la publication de l'étude de Nagymajtényi *et al.* (1985) qui a servi d'étude critique par l'OEHHA en 2014. Le but de cette ultime stratégie de recherche documentaire était de s'assurer que toutes les études pertinentes sur l'As et le développement chez les animaux pour une exposition par inhalation soient identifiées. Elle a permis d'identifier une seule étude portant sur l'inhalation de l'As sur le poids à la naissance chez les rats, soit celle de Holson *et al.* (1999).

Les différentes stratégies de recherche sont présentées à la fin de la présente annexe.

Une seule personne a révisé l'ensemble des études et a extrait les données de celles-ci, ce qui constitue une limite de la présente analyse de la littérature. Par contre, il y a eu une révision du document à l'interne par deux spécialistes universitaires de l'air extérieur et la santé ainsi que par une épidémiologiste spécialisée dans les résultats de santé chez le nouveau-né et l'enfant. Il n'y a pas eu d'approche par score pour évaluer la qualité des recensions ni celle des études individuelles. Pour les recensions systématiques, les éléments importants de la validité ont été vérifiés par l'approche PRISMA (Page *et al.*, 2021). Pour les études individuelles, les devis écologiques et transversaux ont été considérés comme étant des devis qui limitent la capacité à établir une relation causale.

Cognition chez l'enfant et valeur toxicologique de référence de 15 ng/m³ pour l'arsenic proposée par l'OEHHA de la CalEPA en 2014

L'OEHHA de la CalEPA (2014) a évalué les études sur l'As et l'intelligence afin de déterminer une concentration sécuritaire d'As dans l'air. Il n'y avait pas, à ce moment, d'étude animale ou de recension systématique d'études humaines qui était assez spécifique pour permettre d'établir une concentration sécuritaire ou une relation dose-réponse avec une confiance élevée. Parmi les études qu'il a évaluées, l'OEHHA (2014) a choisi une étude transversale (Wasserman *et al.*, 2004) pour établir une valeur toxicologique de référence (VTR). Les auteurs de l'OEHHA (2014) ont choisi cette étude, car celle-ci a observé des effets avec la plus petite dose d'exposition pour calculer leur VTR. De plus, l'OEHHA a utilisé une équation quadratique sur la base des données de l'étude, ce qui implique que l'impact relatif d'une dose absorbée d'arsenic sur l'intelligence serait proportionnellement plus important à faible dose

qu'à dose élevée. Étant donné l'absence de preuves scientifiques voulant que cette présupposition soit valide, l'utilisation de ce modèle confère un niveau de précaution supplémentaire à l'analyse effectuée.

Cette étude portait sur des enfants bangladais de 10 ans qui étaient exposés à l'arsenic inorganique par ingestion dans l'eau et non par inhalation dans l'air (Wasserman *et al.*, 2004). La conversion de l'exposition dans l'eau potable en concentration dans l'air ajoute un niveau d'incertitude, car la biodisponibilité et donc l'impact sur les concentrations sanguines ne sont pas les mêmes pour les deux types d'exposition. Toutefois, pour l'effet sur le développement du cerveau, il est raisonnable d'extrapoler la dose absorbée d'As par ingestion et de faire la conversion pour une dose équivalente qui serait absorbée par inhalation. Les auteurs de l'OEHHA (2014) ont utilisé cette logique en tenant compte de facteurs d'absorption différente dans leur analyse.

Ensuite, les limites à l'inférence de l'étude ont dû être considérées pour déterminer une concentration sécuritaire d'As dans l'air pour prévenir les effets sur l'intelligence. L'OEHHA (2014) a donc appliqué un facteur d'incertitude total de 30 afin de prendre en considération les variations interindividuelles et parce que les auteurs ont également utilisé comme point de départ une dose correspondant à une dose minimale avec effet (LOAEL) plutôt qu'une dose maximale sans effet (NOAEL).

Les auteurs ont estimé qu'une exposition à 2,27 µg/L équivaut à une baisse de 1 point de quotient intellectuel. Il est important de noter que selon les calculs de l'OEHHA (2014), il y a une équivalence entre l'exposition à une concentration de 2,27 µg/L d'arsenic dans l'eau et une concentration de 460 ng/m³ d'arsenic dans l'air. En appliquant un facteur d'incertitude de 30, donc en divisant 460 ng/m³ par 30, les auteurs de l'OEHHA sont arrivés à une valeur arrondie de 15 ng/m³ pour prévenir la baisse d'un point estimé de quotient intellectuel. L'OEHHA (2014) a également dérivé une concentration de référence en utilisant l'étude épidémiologique de Tsai *et al.* (2003) pour des effets cognitifs chez les enfants à la suite d'une exposition par ingestion dans l'eau potable. Ces valeurs sont un peu plus élevées, mais elles restent dans le même ordre de grandeur que celles dérivées de l'étude de Wasserman *et al.* (2004) (44 ng/m³ contre 15 ng/m³).

La recension des écrits confirme qu'à doses d'exposition élevées, l'absorption d'arsenic inorganique a un impact délétère sur les fonctions cognitives. Il appert que l'étude animale avec le point de départ toxicologique le plus bas est celle de Zhu *et al.* (2017), effectuée sur des rats exposés à de l'eau d'une concentration de 75 mg/L d'arsénite de sodium in utero à travers leur mère et, par la suite, en post-partum. Ces rats ont été comparés à un groupe contrôle et un impact a été observé, notamment au niveau de l'apprentissage de tâches complexes. En ce qui a trait aux expositions humaines, un épisode d'empoisonnement a été documenté au Japon en 1955 chez des nourrissons exposés à du lait maternisé présentant des concentrations d'arsenic évaluées de 4 à 7 mg/L (Dakeishi *et al.*, 2006). L'impact de cette exposition à l'arsenic a été important chez ces nourrissons. En vieillissant, 20,6 % des adolescents exposés avaient un quotient intellectuel inférieur à 85, alors que ce taux était de 2,0 % dans la population générale japonaise. Les expositions étaient cependant à des doses incomparables à celles retenues pour les VTR de l'OEHHA. En effet, les rats étaient exposés à des concentrations d'arsenic dans l'eau plus de 570 000 fois plus importante qu'une exposition par inhalation à 15 ng/m³ en utilisant les

méthodes de conversion utilisées par l'OEHHA. En ce qui concerne l'épisode d'empoisonnement au Japon, en présumant une exposition à 4 mg/L et en utilisant les mêmes méthodes de conversions, leur exposition était de plus de 50 000 fois supérieures à une exposition par inhalation à 15 ng/m³.

À travers la recherche documentaire, une recension systématique effectuée dans les pays à revenu faible et moyen sur l'impact de certains métaux sur le développement a été répertoriée (Heng *et al.*, 2022). Étant donné l'hétérogénéité dans l'évaluation de l'exposition, dans l'évaluation des effets et dans les résultats des études, les auteurs n'ont pas réalisé de méta-analyse. Pour être incluses dans la recension, les enfants devaient avoir passé au moins un test neuropsychologique standardisé. Au total, 11 études ont porté sur l'impact de l'As sur le neurodéveloppement. L'exposition était évaluée à travers l'urine dans huit études, dans l'eau dans quatre études, dans les cheveux dans deux études et dans le sang dans une étude. En effet, certaines études ne démontraient pas d'effets, alors que d'autres démontraient des effets divers. La majorité de ces études ont été conduites au Bangladesh. Pour toutes ces études, la voie principale d'exposition à l'As était celle de l'eau, y compris les études mexicaines qui ont été réalisées chez des populations vivant à proximité des fonderies. Ces études, bien que très pertinentes, comportent des limites méthodologiques, dont des biais de confusion résiduelle importants et une hétérogénéité importante des résultats. De plus, les études n'ajustaient pas les résultats en fonction du milieu scolaire des enfants, ce qui peut entraîner d'autres biais. Ainsi, lorsque pris dans leur ensemble, les études suggèrent un lien, mais avec les doses étudiées, les relations ne peuvent pas être présumées causales. Les auteurs de la méta-analyse concluent par ailleurs que la relation causale entre l'exposition à l'As et l'intelligence n'est pas concluante avec les études disponibles (Heng *et al.*, 2022). Les études recensées n'ont pas été conçues pour déterminer une fonction de risque. Dans ce contexte, la VTR proposée par l'OEHHA offre un haut niveau de protection contre les effets adverses de l'As. À la lumière de l'état des connaissances actuelles, l'exposition chronique à 15 ng/m³ d'arsenic dans l'air ou moins n'est pas susceptible d'avoir un impact sur le développement cognitif de l'enfant.

Poids à la naissance et valeur toxicologique de référence de 200 ng/m³ pour l'arsenic proposée par l'OEHHA de la CalEPA en 2014

L'OEHHA (2014) a proposé une valeur d'exposition seuil de 200 ng/m³ d'As par inhalation sur une heure pour éviter des effets développementaux sur l'enfant à naître. Cette valeur est aussi celle qui a été retenue par la U.S. EPA dans la révision des standards nationaux pour les émissions provenant des fonderies de cuivre (EPA, 2022). L'effet retenu était celui de la diminution du poids foetal et de celui de l'enfant à naître, car c'est l'effet sur le développement le plus facile à observer lorsque les expositions sont faibles.

L'OEHHA (2014) s'est appuyé sur une étude effectuée sur des souris pour établir cette VTR (Nagymajtényi *et al.*, 1985). Dans cette étude, des souris ont été exposées par inhalation à diverses doses d'As inorganique dans l'air pendant quatre heures lors du 9^e, 10^e, 11^e et 12^e jour de gestation. Les souris ont par la suite été euthanasiées au jour 18 de gestation (Nagymajtényi *et al.*, 1985). Le poids

foetal était réduit de 3,7 % chez les souris exposées à l'équivalent de 0,26 mg/m³ de As₂O₃, ce qui équivaut à 0,2 mg/m³ pour l'As seul, soit 200 000 ng/m³. L'impact de diminution du poids foetal était plus important à une exposition 10 fois plus élevée (10,0 %) et 100 fois plus élevée (22,9 %). Ainsi, plus les doses d'As étaient élevées, plus l'impact sur le poids foetal était important. Par conséquent, cette étude soutient que des doses élevées d'exposition d'As inorganique par inhalation ont un impact sur le développement foetal. Le seuil de 200 ng/m³ a été établi en appliquant un facteur de protection total de 1 000 afin de s'assurer que les risques seraient négligeables. D'abord, les auteurs ont appliqué un facteur de protection de 10 pour prendre en considération l'extrapolation à l'humain de données colligées chez l'animal. Un facteur supplémentaire de 10 pour prendre en considération la variabilité humaine a ensuite été appliqué. Un dernier facteur de 10 a finalement été appliqué, étant donné que les auteurs n'avaient pas la certitude que la valeur mesurée était un NOAEL et celle-ci a donc été considérée comme un LOAEL (10 x 10 x 10 = 1 000).

L'OEHHA (2014) a évalué plusieurs autres études animales et humaines sur le développement pour valider le seuil de 200 ng/m³. Toutes les études ont démontré des effets à des expositions plus élevées que celle de Nagymajtényi *et al.* (1985). D'autres effets ont aussi été documentés chez les animaux (développement osseux, avortements spontanés, mortalité néonatale, etc.), mais à des doses significativement plus élevées. Des malformations congénitales ont seulement été observées lorsque les animaux étaient exposés à de fortes doses d'As par voie parentérale et non par ingestion et inhalation (voir OEHHA [2014] pour plus de détails sur les différentes études qui ont porté sur ce sujet).

Une étude portant sur l'exposition à l'As par inhalation a été repérée via la stratégie de recherche documentaire, celle de Holson *et al.* (1999). Cette étude a été utilisée par la TCEQ en 2013 pour déterminer sa VTR pour une exposition d'une heure. Il est à noter que l'étude de Holson *et al.* (1999) a été financée par l'industrie. Des malformations fœtales ont été observées, mais sans relation dose-réponse avec l'As.; ainsi, aucune relation causale n'a pu être démontrée (Holson *et al.*, 1999). Dans cette étude, des doses de 10 mg/m³ de trioxyde d'arsenic inhalées n'avaient pas eu d'impact sur le poids foetal. La TCEQ a considéré la toxicité maternelle comme effet critique à une concentration de 3 000 µg/m³. Cette valeur a été utilisée comme point de départ pour dériver la VTR proposée par cet organisme. L'ESRTR s'interroge sur le fait que des rôles respiratoires objectivés à l'écoute chez les rates femelles aient été identifiés comme l'effet critique (toxicité maternelle), sans pour autant générer d'effets sur le poids du fœtus. Bien qu'il soit possible que ces différences puissent s'expliquer par des variations dans le métabolisme de l'As chez les souris et les rats, les résultats sont tout de même surprenants et ils doivent être validés par d'autres laboratoires sans lien avec l'industrie pour s'assurer de la véracité de ceux-ci. Dans ce contexte, l'étude animale la plus pertinente pour les variations de poids fœtaux à la suite de l'exposition à l'As demeure celle de Nagymajtényi *et al.* (1985), qui a été utilisée pour dériver la VTR de l'OEHHA pour une exposition de courte durée.

Une méta-analyse a été récemment publiée sur le lien entre le faible poids à la naissance et l'exposition à l'As (Zhong *et al.*, 2019). Cette méta-analyse a porté sur 12 études qui ont été effectuées chez des individus exposés à l'As, principalement via la consommation d'eau de puits contaminés. Aucune étude

individuelle n'a porté sur l'exposition à l'As par inhalation ou sur la pollution atmosphérique dans cette méta-analyse. Ses auteurs concluent que l'exposition à l'As entraîne une diminution du poids à la naissance.

Pour en arriver à cette conclusion, la méta-analyse n'utilise pas les mêmes mesures d'exposition d'une étude à l'autre (eau potable, sang, urine, cheveux et ongles). Par conséquent, la méta-analyse combine des études qui ne peuvent pas toujours être combinées. Il n'est pas possible de faire une corrélation entre l'exposition et les changements au niveau des paramètres physiques du nouveau-né. Il n'est donc pas possible non plus d'interpréter la baisse de poids à la naissance calculée dans cette méta-analyse et par conséquent, il est impossible également de produire une courbe dose-réponse. Les auteurs de la méta-analyse ne précisent pas la logique qui guide leur choix d'exposition à intégrer dans la méta-analyse (par exemple l'As des cheveux peut être utilisé dans une étude, mais pas dans une autre; l'As urinaire du 2^e trimestre peut être pris dans une étude, alors que pour l'autre, ce sera l'As du 3^e trimestre; etc.) (Zhong *et al.*, 2019). À la lecture détaillée des études individuelles comprises dans la méta-analyse, il semblerait que les associations les plus fortes dans chacune des études entre l'exposition à l'As et la diminution de poids à la naissance aient été presque systématiquement retenues par les auteurs. Il est bon de noter que cette approche est à proscrire dans ce contexte, car elle introduit un biais systématique qui invalide cette méta-analyse. En effet, si les résultats de santé choisis ne sont pas déterminés au préalable selon une logique claire, les méta-analyses basées sur les mêmes études pourront facilement arriver à des conclusions différentes (Mayo-Wilson *et al.*, 2017).

Étant donné les limites très importantes de la méta-analyse de Zhong *et al.* (2019), les études primaires qui ont été recensées par celle-ci ont été analysées individuellement en détail. Le tableau 1 présente les grands constats de ces études selon des éléments de comparaison similaires.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Hopenhayn <i>et al.</i> , 2003, Chili, étude écologique	Mesures d'As inorganique urinaire d'un petit sous-groupe de femmes enceintes, trimestres non spécifiés. Moyenne 54,3 µg/L et 5,3 µg/L pour les deux villages.	Lorsque non ajustée, la différence moyenne de poids à la naissance était de 3 g entre les deux villes. Les données ajustées démontraient une diminution de poids à la naissance de 57 g pour le village exposé à l'As (IC 95 % - 122 g à 9 g).	Les données ont été ajustées avec le suivi prénatal, la parité, l'indice de masse corporelle (IMC) à la première visite prénatale et le revenu.
Myers <i>et al.</i> , 2008, Chine, étude écologique.	Les données individuelles sont disponibles pour les puits de plus de 50 µg/L. Par contre, les données sont agrégées lorsqu'il était suspecté que les concentrations étaient de moins de 50 µg/L. La majorité des mères vivaient dans des régions où les niveaux d'As dans l'eau étaient de moins de 20 µg/L. Environ 14 % des mères utilisaient des puits avec des niveaux d'As de plus de 50 µg/L.	Il y avait une association entre la catégorie la plus élevée d'exposition à l'As (plus de 100 µg/L) et une prise de poids de 50 g (IC 95 % = 20 g à 80 g) lorsque comparé à la catégorie la moins élevée (20 µg/L ou moins). Les associations positives étaient moins fortes lorsque l'exposition était de 21 à 50 µg/L ou de 51 à 100 µg/L.	Les variables de confusion comprenaient le nombre de grossesses, la fréquence des soins prénataux et le sexe de l'enfant.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal (suite)

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Yang <i>et al.</i> , 2002, Taïwan, étude écologique	18 villages avec une source d'eau de puits plus riche en As avec 18 villages témoins ajustés selon le degré d'urbanisation, dont l'eau provient d'aqueducs municipaux. Dans les villages avec puits, 30 % avaient des niveaux d'As de plus de 50 µg/L.	Les villages ont été comparés. Sans ajustement, la différence de poids à la naissance entre les villages exposés ou non était de 30 g. Avec ajustement, les villages avec As dans l'eau avaient une diminution du poids moyenne de 29 g (-45 g à -14 g) que les villages sans exposition à l'As dans l'eau.	Les différences entre les villages ont été imputées à l'As dans l'eau. Les facteurs de confusion qui ont servi pour ajuster le modèle comprenaient l'âge maternel, le statut matrimonial, l'éducation maternelle et le sexe de l'enfant.
Laine <i>et al.</i> , 2015, Mexique, étude transversale	Mesure individuelle d'As dans l'eau et dans l'urine. Mesure de l'As inorganique, MMA et DMA. Les niveaux d'As dans l'eau variaient entre la limite de détection à 236,0 µg/L avec une moyenne de 24,6 µg/L. Environ la moitié des mesures d'As dans l'eau (53 %) dépassaient 10 µg/L. L'As urinaire total variait entre 4,3 à 319,7 µg/L avec une moyenne de 37,5 µg/L. La concentration moyenne d'As inorganique urinaire de MMA et de DMA était respectivement de 2,1, 2,3 et 33,1 µg/L.	Il n'y avait pas d'association significative entre le poids à la naissance et l'As dans l'eau (-0,1 g; IC 95 % : -1,7, 1,4), l'As urinaire total (-0,58 g; IC 95 % : 2,1, -0,93) ou l'As inorganique urinaire, bien qu'il y ait une tendance vers un effet (-21,7 g; IC 95 % : 46,8, -3,4), mais aucune tendance pour le DMA (-0,49 g; IC 95 % : -2,2, -1,2). Il y avait une association statistiquement significative entre le MMA urinaire et une diminution de poids à la naissance (-24,4 g; IC 95 % : 46,8, -2,0),	Il y avait une différence statistiquement significative importante entre les niveaux d'As urinaire total et les mères qui ont moins d'éducation. Les mères les plus défavorisées avaient moins accès à de l'eau embouteillée. Les niveaux d'As urinaire totaux étaient plus élevés chez les mères qui buvaient et cuisinaient avec de l'eau d'aqueduc plutôt que de l'eau embouteillée. Au total, 59 % ont eu un accouchement vaginal et 41 % ont eu une césarienne. Il n'y a pas eu d'ajustement pour les types d'accouchements. Le modèle a été ajusté pour l'âge maternel à l'accouchement, l'éducation, le tabagisme et la consommation d'alcool.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal (suite)

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Guan <i>et al.</i> , 2012, Chine, étude transversale	As sanguin de la mère et du cordon ombilical. Concentration sanguine maternelle moyenne : 6,9 µg/L et médiane de 5,3 µg/L. Concentration dans le cordon : 5,4 µg/L. Médiane et 3,7 µg/L. Il y avait une forte corrélation entre les deux mesures.	Une concentration sanguine de plus de 5,30 µg/L d'As chez la mère était significativement associée à une perte de poids statistiquement significative de 220 g lorsque comparée aux mères avec un As égal ou moins de 5,3 µg/L. Il n'y avait pas de lien entre l'As dans le sang ombilical et les mesures de développement foetal (différence de 30 g avec chevauchement important des intervalles de confiance).	Les variables d'ajustement étaient l'âge de la mère, l'indice de masse corporelle à la naissance, la parité, l'âge gestationnel, l'éducation de la mère, l'exposition à la fumée de tabac secondaire et le sexe de l'enfant.
Henn <i>et al.</i> , 2016, États-Unis, étude transversale	Sang maternel et cordon ombilical à l'accouchement. La médiane ainsi que le 25 ^e et 75 ^e percentile pour l'As dans le sang maternel et le sang du cordon ombilical était respectivement de 1,4 µg/L (0,97–2,3) et de 2,4 µg/L (1,8–3,3). Les deux mesures étaient significativement, corrélées (r = 0,35).	Il y avait une tendance entre une baisse de poids à la naissance chez les enfants avec les plus hauts niveaux d'As comparés à ceux qui avaient les niveaux les plus faibles (-34,6 g; IC 95 % : -146,1, 76,9). L'association était statistiquement significative pour l'As sanguin chez les mères avec le niveau le plus élevé, lorsque comparé avec celle avec le niveau plus faible d'As avec une perte de poids de 142,5 g (IC 95 % : -252,9 à -32,2).	Comparativement aux mères avec une ethnicité caucasienne, les mères issues des Premières Nations avaient des niveaux d'As sanguin 14 % plus élevés, alors que les autres ethnicités avaient des niveaux plus faibles de 17 %. Les caractéristiques maternelles associées à plus d'As étaient un âge maternel plus avancé, un plus haut taux de glucose sanguin, une hémoglobine plus basse à l'accouchement et une meilleure éducation et le fait de vivre avec un partenaire ou être mariée. Il y avait moins d'associations entre les autres variables de confusion et le sang de cordon ombilical.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal (suite)

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Huyck <i>et al.</i> , 2007, Bangladesh, étude de cohorte	Collecte d'eau au puits de la source d'eau de la famille à la première visite prénatale (étendu était de moins de 1 à 734 µg/L) et deux semaines après la naissance (étendu de moins de 1 à 191 µg/L). Ongles d'orteils et cheveux des mères collectés à la première visite (étendue de 0,19 à 6,15 µg/g et de 0,14 à 3,28 µg/g respectivement). Ongles d'orteils et cheveux des mères collectés deux semaines après la naissance (étendue de 0,19 à 8,04 µg/g et de 0,09 à 2,70 µg/g respectivement). Nouveau-nés, ongles d'orteils et cheveux (étendu de 0,14 à 2,63 µg/g et de 0,00 à 0,78 µg/g respectivement).	Résultats statistiquement significatifs : pour chaque augmentation de 1 µg/g d'As dans les cheveux de la mère à la 1^{re} visite prénatale (majorité 1^{er} et 2^e trimestre), une diminution de poids à la naissance statistiquement significative de 194 g était observée. Aucune association : poids à la naissance et As dans les ongles des mères à la 1^{re} visite prénatale ou à la naissance, As dans les cheveux de la mère à la naissance ou As dans les ongles et les cheveux des nouveau-nés (les résultats n'ont pas été présentés). Régression logistique pour poids de plus ou de moins de 2 750 g a démontré les associations suivantes : As dans les cheveux des mères à la 1^{re} visite prénatale : RC = 0,40 (IC 95 % = 0,12–1,35); As dans les cheveux de la mère à la naissance = RC 0,45 (IC 95 % = 0,10–2,04); As dans les ongles de la mère à la 1^{re} visite prénatale : RC 0,83 (IC 95 % = 0,48–1,42).	Le quart des femmes (27 %) enrôlées au 1^{er} trimestre, une autre portion (46 %) avant la 25^e semaine. L'As dans l'eau à la 1^{re} visite prénatale était associé avec le niveau d'As dans les cheveux des enfants à la naissance et avec l'As dans les cheveux des mères à la naissance, mais pas avec les autres échantillons et les autres périodes. Les niveaux d'As dans l'eau à la naissance n'étaient associés à aucune mesure biologique chez l'enfant ou chez la mère. Ajusté pour l'âge gestationnel. Au total, 42 villages ont eu des interventions au préalable pour diminuer les niveaux d'As.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal (suite)

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Rahman <i>et al.</i> , 2009, Bangladesh, étude de cohorte	As total dans l'urine de la mère au 1 ^{er} trimestre et au 3 ^e trimestre ainsi que la moyenne des deux mesures. L'As urinaire médian et moyen au 1 ^{er} trimestre était respectivement 79 µg/L et 152 µg/L. L'As urinaire médian et moyen au 3 ^e trimestre était respectivement 80 µg/L et 167 µg/L.	Aucune association ni tendance dose-réponse n'était observée entre le poids à la naissance et l'As total dans l'urine lorsque toute l'étendue des concentrations urinaires était examinée. Les auteurs ont fait des sous-analyses et, lorsque les concentrations urinaires d'As moyenne pour les deux trimestres étaient à moins de 100 µg/L dans l'urine (environ la moitié des mères), une association dose-réponse a été observée. Chaque 1 µg/L d'augmentation d'As dans l'urine était significativement associé à une diminution de poids de 1,8 g du nouveau-né. Les estimations diminuaient lorsqu'ajustées pour la taille de la mère, l'âge, l'éducation, l'âge gestationnel à la naissance et le sexe des enfants.	Les auteurs ont ajusté pour l'IMC de la mère et le statut socio-économique. Près du tiers (30 %) des femmes avaient un IMC de moins de 18,5 avant le début de la grossesse. Près du 3/5 des mères (62 %) consommaient des noix de bétel durant la grossesse. La consommation de noix de bétel était associée à l'As urinaire, mais pas au poids de l'enfant. L'IMC, l'éducation de la mère et la richesse étaient inversement proportionnels au poids à la naissance. Les concentrations d'As dans l'urine étaient significativement plus élevées et les poids des nouveau-nés plus faibles après la mousson.
Bloom <i>et al.</i> , 2015, États-Unis, étude de cohorte	Mesure d'As et de plusieurs autres métaux dans l'urine des mères et des pères avant la conception. Il n'y a pas d'information à savoir si la mesure est celle d'As total ou celle d'As inorganique. Moyenne de 17,13 µg/L d'As pour les mères et de 19,65 µg/L d'As pour les pères.	Pour la mère, les niveaux d'As urinaire au 2 ^e tercile étaient associés à une diminution non statistiquement significative des poids à la naissance (-23,8 g; IC 95 % : -199,0 à 151,5), mais à une augmentation au 3 ^e tercile (38,6 g; IC 95 % : 152,0 à 229,2). Pour les hommes, la tendance est à la hausse au 2 ^e tercile (46,4 g; IC 95 % : 126,5 à 219,3), mais statistiquement plus élevée au 3 ^e tercile (195,7 g; IC 95 % : 17,1 à 372,3).	L'échantillon était surtout composé de personnes avec une éducation collégiale et avec des revenus élevés.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal (suite)

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Kile <i>et al.</i> , 2016, Bangladesh, étude de cohorte	As dans l'eau au moment de l'enrôlement, dans un contexte où il y avait une campagne de promotion pour diminuer la consommation d'eau avec des niveaux d'As élevés. La concentration médiane de l'As dans l'eau était de 2,3 µg/L (quartile le plus faible à 0,9 µg/L et quartile le plus élevé à 36 µg/L). Prise d'As dans les ongles d'orteils moins d'un mois post-partum. La concentration médiane de l'As dans les ongles était de 1,46 µg/g (quartile le plus faible à 0,7 µg/g et quartile le plus élevé à 3,73 µg/g). L'As unguéal était corrélé à l'As dans l'eau.	Il n'y avait pas d'association directe entre l'As dans l'eau ou dans les ongles et le poids à la naissance lorsque le modèle statistique comprenait l'âge gestationnel à la naissance et la prise de poids de la mère. Par contre, les concentrations d'As unguéal et urinaire étaient associées à l'âge gestationnel et à la prise de poids de la mère. Les auteurs ont donc postulé que les effets sur le poids à la naissance passaient par l'âge gestationnel et la prise de poids de la mère durant la grossesse. La perte de poids indirecte associée à l'âge gestationnel était de 17,4 g (IC 95 % : -22,8 à -12,0) ou dans les ongles de -13,6 g (IC 95 % : -22,1 à -5,1). Les effets indirects associés à la prise de poids de la mère durant la grossesse n'étaient pas statistiquement significatifs.	Les mères devaient avoir moins de 16 semaines de grossesse à l'enrôlement. Environ la moitié des mesures ont été prises dans un centre de soins, l'autre moitié à la maison (pas de contrôle). Les autres variables de confusion qui ont été considérées sont le sexe, l'éducation maternelle, l'IMC au moment de l'enrôlement, l'exposition à la fumée de tabac secondaire (FTS), la consommation de noix de bétel, le type de naissance (naturel, césarienne) et l'âge maternel. Le poids à la naissance était plus élevé chez les garçons, les enfants non exposés à la FTS, les enfants nés de mère avec un IMC plus élevé, les mères plus éduquées, ceux nés dans un centre de soins, ceux nés par césarienne et ceux nés de mère ayant pris plus de poids durant la grossesse. Le poids à la naissance était aussi significativement associé à l'âge gestationnel.

Tableau A4-1 Synthèse des études recensées par Zhong et al. (2019) en lien avec l'exposition à l'As et le poids foetal (suite)

Étude	Mesures prises	Associations	Informations complémentaires
Liu <i>et al.</i> , 2018, Chine, étude de cohorte	Échantillon d'urine aux trois trimestres. Les niveaux d'As urinaire étaient corrélés entre les trois trimestres avec une tendance à la baisse. L'As urinaire total a été considéré dans l'analyse. Les données d'As ont été transformées pour l'analyse et elles sont donc difficiles à interpréter.	Les données du 2 ^e trimestre démontrent une tendance vers un plus grand poids à la naissance avec des niveaux d'As urinaire plus élevés pour les garçons et les filles ; le contraire est observé au 3 ^e trimestre où il y a une tendance à la baisse des poids à la naissance avec des niveaux d'As urinaire plus élevés. Il ne semblait pas y avoir de réelle tendance pour l'As urinaire au 1 ^{er} trimestre et le poids à la naissance.	Les variables de confusion comprenaient l'âge maternel à l'accouchement, le nombre d'enfants, l'IMC avant la grossesse, le revenu familial, le sexe de l'enfant et la FTS.
Liao <i>et al.</i> , 2018, Taïwan, Étude de cohorte	Mesure d'As urinaire total aux trois trimestres. La moyenne géométrique de l'As urinaire au 1 ^{er} trimestre était de 41,8 µg/L, de 40,0 µg/L au 2 ^e trimestre et de 40,6 µg/L au 3 ^e trimestre. Ces valeurs étaient très corrélées. Les données d'As ont été transformées pour l'analyse et elles sont donc difficiles à interpréter.	Dans cette étude, l'association entre le poids à la naissance diminuait avec une augmentation de l'As urinaire au 1 ^{er} trimestre (-124 g; IC 95 % = -258 à 10) et de manière statistiquement significative au 2 ^e trimestre (-173 g; IC 95 % = -294 à -53), alors qu'il n'y avait pas d'association au 3 ^e trimestre (-14 g; IC 95 % = -161 à 130).	Plus de 70 % des mères avaient une éducation universitaire. Les variables de confusion considérées étaient l'éducation, l'âge de la mère, l'âge gestationnel, l'IMC avant la grossesse, la prise de poids total durant la grossesse, le sexe de l'enfant, le nombre d'enfants de la mère et la consommation de poissons et de fruits de mer durant la grossesse.

Dans la méta-analyse, trois études ont utilisé un devis écologique (Hopenhayn *et al.*, 2003; Myers *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2002). Ces études ont été classifiées erronément comme étant des études de cohorte ou transversales dans la méta-analyse de Zhong *et al.* (2019). Dans l'étude de Hopenhayn *et al.* (2003), deux villages présentant une exposition plus ou moins forte à l'As ont été comparés. Dans cette étude, la moyenne de poids à la naissance des nouveau-nés ne différait que de trois grammes entre les deux villages. Cependant, après modélisation par analyse de covariance et ajustements en fonction de la réception de soins prénataux, du nombre de bébés enfantés, de l'indice de masse corporelle de la mère

à la première visite prénatale et le salaire, le village dont la source d'eau contenait plus d'As avait une diminution de poids de 57 g à la naissance (IC 95 % : -122 à 9). Ainsi, après ajustement, toute différence émanant des modèles statistiques entre les deux villages a été présumée comme étant causée par l'As.

L'étude de Yang *et al.* (2002) à Taïwan a comparé les probabilités d'observer des enfants de faible poids dans 18 villages exposés à des puits contaminés à l'As avec cette même probabilité dans 18 villages témoins dépendant d'eau d'aqueducs municipaux exempts d'As. Les villages exposés avaient un poids plus faible de 29 g (IC 95 % : -45 à -14). Une dernière étude écologique a eu lieu en Chine continentale (Myers *et al.*, 2008). Dans cette étude, les enfants nés à terme dans les villages présentant une contamination à l'As dans l'eau (plus de 100 µg/L comparés à moins de 20 µg/L) avaient un excédent de poids de 50 g (IC 95 % : 20 à 80). Les résultats des études écologiques sont donc contradictoires. Il est pertinent de rappeler qu'aucun lien de causalité ne peut être extrapolé à partir de variables écologiques pour cette question de recherche, car les associations de données agrégées ne sont possiblement pas valables à une échelle individuelle.

Trois études ont évalué l'impact de la consommation d'eau avec différentes concentrations d'As à l'échelle individuelle et les impacts sur le poids à la naissance (Huyck *et al.*, 2008; Kile *et al.*, 2016; Laine *et al.*, 2015). L'étude de Huyck *et al.* (2008), qui s'est déroulée au Bangladesh, a démontré une association positive et statistiquement significative entre l'exposition à l'As de l'eau des puits avec les niveaux d'As mesurés dans les cheveux des nouveau-nés et de l'As unguéal maternel à la naissance. Par contre, bien que les résultats ne soient pas présentés, les auteurs soulignent que les concentrations d'As dans l'eau n'étaient pas associées aux autres paramètres d'exposition chez les enfants ou chez les mères (cheveux et ongles). Comme indiqué au tableau A4-1, les niveaux d'As dans les cheveux des nouveau-nés ou de l'As unguéal maternel à la naissance n'étaient pas associés au poids à la naissance de l'enfant (Huyck *et al.*, 2008). Une autre étude effectuée au Bangladesh a démontré une association entre l'exposition à l'As dans l'eau et l'As dans les ongles d'orteils des mères (Kile *et al.*, 2016). Dans cette étude, il n'y avait pas d'effet direct de l'As sur le poids à la naissance. Or, selon les auteurs, l'As aurait un effet négatif seulement sur l'âge gestationnel à la naissance, ce qui occasionne un impact indirect sur le poids de l'enfant à la naissance. Une étude transversale mexicaine a aussi mesuré les niveaux d'As dans l'eau consommée par les mères (Laine *et al.*, 2015). L'As urinaire était plus élevé chez les mères qui consommaient de l'eau avec des concentrations plus élevées d'As. Les concentrations d'As dans l'eau n'étaient pas associées à un plus faible poids à la naissance dans cette étude (réduction de 0,1 g; IC 95 % : -1,7, 1,4). Ces études démontrent que l'As consommé dans l'eau est souvent, mais pas toujours, associé avec des mesures d'As dans les ongles, les cheveux ou dans l'urine.

Plusieurs études ont évalué les associations entre les niveaux d'As urinaire des mères avec le poids à la naissance (Laine *et al.*, 2015; Liao *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2018; Rahman *et al.*, 2009). Selon les différentes études, l'As urinaire était mesuré avant la grossesse au 1^{er}, 2^e et 3^e trimestre ou à la naissance. Les associations pouvaient être en lien avec l'As urinaire total ou avec l'As inorganique urinaire, entre autres. Ainsi, dans l'étude transversale de Laine *et al.* (2015), aucun lien n'a été observé entre l'As urinaire maternel total ou l'As inorganique urinaire et le poids de naissance. Dans une des sous-

analyses avec différents degrés d'ajustement, une association non significative a été relevée entre l'As inorganique et une diminution de poids à la naissance. Pour cette étude, le trimestre où la prise d'urine a été effectuée n'a pas été spécifié. Une étude a évalué l'association entre l'As urinaire total pris à chacun des trois trimestres et le poids à la naissance (Liao *et al.*, 2018). Dans cette étude, il y avait une association non significative entre l'As urinaire total maternel et une diminution non significative de poids à la naissance pour l'urine du 1^{er} trimestre, une diminution significative de poids à la naissance avec une augmentation de l'As dans l'urine du 2^e trimestre, mais pas d'association entre l'As mesuré dans l'urine du 3^e trimestre et le poids à la naissance. Les auteurs ont fait des divisions en terciles pour évaluer si la concentration d'As et le poids suivaient une courbe dose-réponse. Une relation dose-réponse a été observée pour le 2^e trimestre, mais pas pour les autres trimestres (Liao *et al.*, 2018). Une autre étude a évalué l'association entre l'As urinaire total maternel lors du 1^{er} et du 3^e trimestre de grossesse au Bangladesh et le poids du nouveau-né. Dans cette étude, les auteurs n'ont pas détecté de lien dose-réponse pour l'étendue totale de la mesure d'As urinaire et le poids à la naissance. Par contre, pour les mères qui présentaient une concentration d'As urinaire de moins de 100 µg/L, une relation dose-réponse était observée au 3^e trimestre. La relation ne semblait plus survenir lorsque l'As urinaire était de plus de 100 µg/L (Rahman *et al.*, 2009). Une étude effectuée en Chine a évalué l'association entre l'As inorganique urinaire total et le poids à la naissance chez des mères exposées à l'As dans l'eau (Liu *et al.*, 2018). Cette étude n'a pas relevé d'association ni de tendance entre l'As inorganique urinaire chez la mère et le poids à la naissance pour le 1^{er} et le 2^e trimestre (Liu *et al.*, 2018). Par contre, l'As inorganique urinaire au 3^e trimestre était associé à une diminution statistiquement significative du poids à la naissance. Finalement, une étude effectuée aux États-Unis a évalué l'association entre l'As urinaire avant la grossesse, divisé en terciles, pour la mère et le père ainsi que le poids à la naissance du nouveau-né (Bloom *et al.*, 2015). L'As urinaire de la mère au 2^e tercile était associé à une baisse non significative du poids à la naissance, mais la tendance était inversée pour le 3^e tercile. Pour les pères, il y avait une association significative entre une augmentation du poids à la naissance et un As urinaire plus élevé (3^e tercile) (Bloom *et al.*, 2015). Les résultats des associations entre l'As urinaire maternel et le poids à la naissance n'ont pas semblé constants dans cette étude. L'étude de Rahman *et al.* (2009), qui démontre une diminution de poids seulement avec des expositions plus faibles d'As urinaire, n'est pas cohérente avec les études expérimentales chez les animaux qui démontrent des effets plus importants de l'As sur le développement avec l'augmentation des expositions.

Plusieurs études ont aussi analysé les associations entre les niveaux d'As et les ongles d'orteils à la fois chez les mères et chez les nouveau-nés. Le tableau A4-1 fournit le détail des associations lorsque celles-ci étaient présentées dans les études. Dans une étude effectuée au Bangladesh, la mesure de l'As dans les ongles d'orteils de la mère à la première visite prénatale ou à la naissance n'était pas associée de façon statistiquement significative au poids du nouveau-né (Huyck *et al.*, 2007). Dans une autre étude, l'As dans les ongles d'orteils n'était pas directement associé au poids à la naissance, mais il était associé à un âge gestationnel plus précoce et donc, indirectement, à un poids plus faible (Kile *et al.*, 2016). L'étude de Huyck *et al.* (2007) n'a pas démontré d'association entre l'As unguéal ou l'As dans les cheveux des nouveau-nés et une altération de poids à la naissance. Cette étude a observé une association statistiquement significative entre l'As dans les cheveux de la mère à la première visite

prénatale (environ le quart au 1^{er} trimestre et le reste au 2^e trimestre) et une diminution du poids du nouveau-né, mais cette association n'était plus présente si l'As était mesuré dans les cheveux des mères à la naissance (Huych *et al.*, 2007). Ainsi, aucune tendance claire ne peut être dégagée des études qui ont mesuré l'As dans les ongles d'orteils des mères ou des enfants.

Deux études transversales ont utilisé la mesure de l'As sanguin maternel à la naissance (Guan *et al.*, 2012; Henn *et al.*, 2016). Une association avec une diminution de poids du nouveau-né était observée chez les mères présentant des niveaux d'As sanguin de plus de 5,3 µg/L dans une population de Chine (Guan *et al.*, 2012). Cette association a aussi été observée dans une étude états-unienne où les niveaux les plus élevés d'As sanguin à la naissance étaient associés à des nouveau-nés de poids plus faibles (Henn *et al.*, 2016). Par contre, bien qu'il y eût aussi une tendance vers une diminution de poids à la naissance lorsque l'As dans le sang ombilical était plus élevé, les résultats n'étaient pas statistiquement significatifs (Guan *et al.*, 2012; Henn *et al.*, 2016).

Le potentiel de confusion est important dans toutes les études. Toutes celles qui ont été conduites au Bangladesh se déroulaient dans des lieux où on pouvait observer une très forte précarité. De plus, les personnes les plus vulnérables étaient souvent aussi celles qui étaient le plus exposées à l'As. Ceci se traduit par un potentiel d'ajustement statistique incomplet et de confusion résiduelle élevé.

Par exemple, un IMC de moins de 18,5 kg/m² est un indicateur de malnutrition (Cederholm *et al.*, 2015), y compris en Asie (Hasan *et al.*, 2016). Dans l'étude de Rahman *et al.* (2009), le tiers des mères avaient un indice de masse corporelle (IMC) en bas de 18,5 kg/m² avant de tomber enceinte. Cette proportion était à 18,4 % dans l'étude de Liu *et al.* (2018) et à 28,1 % dans l'étude de Kile *et al.* (2016). Dans l'étude de Liao *et al.* (2018), 32,3 % des participantes avaient un IMC de moins de 19,6 avant la grossesse. La précarité des participantes était moindre dans d'autres études. Ainsi, l'IMC des participantes avant la grossesse dans l'étude de Henn *et al.* (2016) était de 26,9 et l'IMC des participantes avant la grossesse dans l'étude de Bloom *et al.* (2015) était de 26,4. Un IMC faible est aussi associé à une augmentation des accouchements prématurés, des nouveau-nés de faible poids et d'un retard de croissance pour l'âge gestationnel dans les pays à revenu faible et moyen (Rahman *et al.*, 2015). Par ailleurs, l'état de malnutrition, à exposition égale, influence la mesure de l'As dans le sang et l'urine. En effet, appuyés par des évidences physiologiques de l'importance de l'acide folique dans le métabolisme de l'As, des essais cliniques randomisés ont démontré qu'à exposition égale, une déficience en acide folique est associée à une plus grande concentration d'As dans le sang et à une altération des concentrations de métabolites de l'As dans l'urine (Bozack *et al.*, 2019; Gamble *et al.*, 2007; Peters *et al.*, 2015). Ainsi, à exposition égale, l'As sanguin ou l'As inorganique urinaire peuvent aussi être le reflet d'un plus grand état de dénutrition. Les études qui n'ont pas pris ces éléments en considération sont probablement biaisées, étant donné que les mesures d'As peuvent aussi, dans certaines circonstances, être un indicateur de l'état nutritionnel de la personne.

Dans certaines études portant sur des populations fortement défavorisées, les personnes exposées à l'As étaient encore plus vulnérables. Ainsi, dans l'étude de Rahman *et al.* (2009), l'exposition à l'As était associée à un IMC plus faible de la mère, à une moins bonne éducation, à moins de revenus et à la

consommation de noix de bétel qui semble être un facteur de risque de faible poids à la naissance (De Silva *et al.*, 2019). Dans l'étude mexicaine de Laine *et al.* (2015), l'exposition à l'As était associée à une moins bonne éducation et les personnes qui utilisaient de l'eau embouteillée comme source d'eau de consommation et de cuisson étaient moins exposées à l'As. Pour l'étude états-unienne, les mères des Premières Nations étaient plus exposées à l'As que les autres populations (Henn *et al.*, 2016). Dans cette étude, curieusement, une exposition plus importante à l'As était aussi associée à une meilleure éducation et au fait de vivre avec un partenaire ou d'être marié, mais inversement associée à la prise de vitamines prénatales. Pour les études où l'exposition à l'As est aussi associée à la précarité, les probabilités de confusion résiduelle augmentent. Par contre, deux études ont porté sur l'exposition à l'As chez des populations de mères (Liao *et al.*, 2018) ou de parents qui étaient favorisés d'un point de vue socio-économique (Bloom *et al.*, 2015).

Les niveaux d'As peuvent aussi être affectés par des événements climatiques. Ainsi, Rahman *et al.* (2009) a observé que l'As urinaire augmentait après la mousson et que le poids à la naissance était plus faible lors des accouchements de cette période.

Les études citées par Zhong *et al.* (2019) généralement démontrent une association entre le poids à la naissance et l'exposition à l'As. Par contre, les résultats sont parfois contradictoires et hétérogènes. Le potentiel de confusion résiduelle est aussi très important. Ainsi, sur la base des études primaires épidémiologiques, il n'est pas possible d'établir ni un seuil ni une courbe dose-réponse.

Il est bon de spécifier que les enfants peuvent présenter un faible poids à la naissance notamment à cause d'un accouchement prématuré ou également parce qu'ils ont un retard de croissance (faible poids pour l'âge gestationnel). Les conséquences possibles sur la santé d'un enfant de faible poids pour l'âge gestationnel sont généralement différentes de celles liées à la prématurité (Kramer, 1998). L'exposition à l'As pourrait être associée à la prématurité, ce qui en retour pourrait affecter le poids à la naissance. À ce titre, il est intéressant de constater que dans les communautés fortement exposées à l'As, les proportions de prématurité variaient grandement dans les études recensées par Zhong *et al.* (2019). En effet, la proportion des naissances prématurées des participants en Chine était d'environ 3 % (Guan *et al.*, 2012; Myers *et al.*, 2008), entre 3,5 % et 5,4 % à Taïwan (Liao *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2002), entre 1,5 % et 3,9 % en Amérique latine (Hopenhayn *et al.*, 2003; Laine *et al.*, 2015), 11,3 % aux États-Unis (Bloom *et al.*, 2015) et entre 11 % et 22 % au Bangladesh (Kile *et al.*, 2016; Rahman *et al.*, 2009).

Une recension systématique a été réalisée pour évaluer, entre autres, l'exposition à l'As et les grossesses prématurées définies comme un accouchement avant la 37^e semaine de grossesse (Khanam *et al.*, 2021). Au total, 10 études ont été retenues et analysées dans cette méta-analyse³⁶. Pour sept de ces études, la mesure d'exposition était l'As dans l'eau de consommation. Pour les trois autres études, l'As était mesuré dans le sérum maternel, dans l'urine maternelle ou dans les tissus placentaires. Quatre de

³⁶ Plusieurs études qui évaluaient l'impact de l'As sur le poids des nouveau-nés, qui portaient aussi sur l'âge gestationnel dans la méta-analyse de Zhong *et al.* (2019), n'ont pas été intégrées dans la méta-analyse de Khanam *et al.* (2021).

ces études avaient un devis écologique avec des données d'exposition agrégées. Comme mentionné précédemment, ce devis ne permet généralement pas de faire des inférences causales. Des associations entre l'exposition à l'As et des accouchements prématurés ont été observées pour trois études. Ahmad *et al.* (2001) ont utilisé comme variable d'exposition l'As dans l'eau dans leur étude transversale au Bangladesh. Rahman *et al.* (2018) ont utilisé l'As des ongles d'orteils et dans l'eau dans leur étude de cohorte au Bangladesh. Wang *et al.* (2018) ont utilisé l'As dans le sang maternel comme variable d'exposition dans leur étude de cohorte en Chine. Les trois autres études, qui n'utilisaient pas un devis écologique, n'ont pas démontré de lien entre l'As et les accouchements prématurés, soit : une étude de cohorte espagnole qui évaluait l'As dans les tissus placentaires (Freire *et al.*, 2019); une étude de cohorte au Myanmar qui analysait l'As dans l'urine des mères (Wai *et al.*, 2017); ainsi qu'une étude de cohorte chinoise qui analysait les concentrations d'As dans l'eau (Myers *et al.*, 2010). Les expositions à l'As semblaient faibles dans l'étude de Freire *et al.* (2019), mais elles étaient plus élevées dans les études du Myanmar et de la Chine (Myers *et al.*, 2010; Wai *et al.*, 2017). Ainsi, selon les auteurs de la recension, il ne semble pas y avoir une tendance claire ni concluante entre l'exposition à l'As et la prématurité (Khanam *et al.*, 2021). De plus, les études recensées portant sur le lien entre la prématurité et l'exposition à l'As semblent avoir présenté les mêmes biais et enjeux que les études qui portaient sur les variations de poids à la naissance.

La stratégie de recherche utilisée n'a pas permis d'identifier de recensions systématiques d'études humaines qui portaient sur l'impact de l'As inhalé dans l'air extérieur à faible concentration sur le poids des nouveau-nés. Par contre, il existe des études sur l'association entre l'As dans les particules de l'air extérieur et le poids des nouveau-nés. Ces études présentent des concentrations plus faibles que celles mesurées dans le quartier Notre-Dame. Aucune des études disponibles ne démontraient de risque entre l'As mesuré dans les particules et le poids à la naissance. Cependant, étant donné que la recherche des études n'a pas été conduite de manière systématique, toute conclusion relative à l'ensemble de l'évidence sur celles-ci est prématurée. Étant donné que la méthodologie utilisée visait à recenser les recensions systématiques, il est possible que d'autres études primaires non détectées par Zhong *et al.* (2019) aient échappé à l'analyse. De plus, toutes études publiées subséquemment à la méta-analyse de Zhong *et al.* (2019) n'ont pas été présentées, ce qui constitue une limite à la présente analyse.

En conclusion, bien que certaines études épidémiologiques montrent des associations entre l'exposition à l'As et le poids à la naissance, aucune conclusion ferme ne peut être retenue pour l'instant, en raison de l'hétérogénéité des résultats, de la nature contradictoire de certains résultats (par exemple, des effets plus importants sur le poids à la naissance à des expositions plus faibles pour certaines études), de l'incapacité de déterminer un seuil ou une courbe dose-réponse claire et des faiblesses méthodologiques importantes de certaines études. Le potentiel de confusion résiduelle est très important pour les études qui ont été réalisées dans les populations défavorisées, où il semble y exister une interaction dans certaines circonstances entre la mesure de l'As et la malnutrition qui n'a pas été prise en compte dans les modèles statistiques. Il est pertinent de noter que les expositions à l'As sont généralement beaucoup plus importantes dans les populations étudiées dans les études revues ici que

celles observées dans un contexte nord-américain, y compris pour la population du quartier Notre-Dame. Dans ce contexte, les études expérimentales animales suivent des courbes dose-réponse plus claires et elles sont plus appropriées pour établir des valeurs seuils telles qu'utilisées par l'OEHHA en 2014. D'autres études de qualité devront être effectuées pour établir un lien et une relation dose-réponse avec l'effet de petit poids à la naissance dans les populations humaines exposées à l'As. Idéalement, ces études devront être menées dans des conditions où les expositions sont à la fois par inhalation et par ingestion, comme observées chez la population exposée aux émissions de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda. Ainsi, la valeur de l'OEHHA de 2014 de 200 ng/m³ d'As comme valeur à court terme à ne pas dépasser pour protéger des impacts sur le développement apparaît appropriée à la lumière des informations scientifiques disponibles en date d'aujourd'hui.

Références

- Ahmad, S. A., Sayed, M. H., Barua, S., Khan, M. H., Faruquee, M. H., Jalil, A., Hadi, S. A. et Talukder, H. K. (2001). Arsenic in drinking water and pregnancy outcomes. *Environ Health Perspect*, 109(6), 629-31. doi: 10.1289/ehp.01109629
- Bloom, M. S., Buck Louis, G. M., Sundaram, R., Maisog, J. M., Steuerwald, A. J. et Parsons, P. J. (2015). Birth outcomes and background exposures to select elements, the longitudinal investigation of fertility and the environment (LIFE). *Environ Res*, 138, 118-29. doi: 10.1016/j.envres.2015.01.008
- Cederholm, T., Bosaeus, I., Barazzoni, R., Bauer, J., Van Gossum, A., Klek, S., Muscaritoli, M., Nyulasi, I., Ockenga, J., Schneider, S. M., de van der Schueren, M. A. et Singer, P. (2015). Diagnostic criteria for malnutrition - An ESPEN consensus statement. *Clin Nutr*, 34(3), 335-40. doi: 10.1016/j.clnu.2015.03.001
- Claus Henn, B., Ettinger, A. S., Hopkins, M. R., Jim, R., Amarasiriwardena, C., Christiani, D. C., Coull, B. A., Bellinger, D. C. et Wright, R. O. (2016). Prenatal arsenic exposure and birth outcomes among a population residing near a mining-related superfund site. *Environ Health Perspect*, 124(8), 1308-15. doi: 10.1289/ehp.1510070
- Dakeishi, M., Murata, K. et Grandjean, P. (2006). Long-term consequences of arsenic poisoning during infancy due to contaminated milk powder. *Environ Health*, 5(31). doi: 10.1186/1476-069X-5-31
- De Silva, M., Panisi, L., Brownfoot, F. C., Lindquist, A., Walker, S. P., Tong, S. et Hastie, R. (2019) Systematic review of areca (betel nut) use and adverse pregnancy outcomes. *Int J Gynaecol Obstet*, 147(3), 292-300. doi: 10.1002/ijgo.12971
- Environmental protection agency. (2022). National emission standards for hazardous air pollutants: Primary copper smelting residual risk and technology review and primary copper smelting area source technology review. 87(7).
- Freire, C., Amaya, E., Gil, F., Murcia, M., Llop, S., Casas, M., Vrijheid, M., Lertxundi, A., Irizar, A., Fernández-Tardón, G., Castro-Delgado, R. V., Olea, N. et Fernández, M. F.; INMA project. (2019). Placental metal concentrations and birth outcomes: The environment and childhood (INMA) project. *Int J Hyg Environ Health*, 222(3), 468-478. doi: 10.1016/j.ijheh.2018.12.014
- Guan, H., Piao, F., Zhang, X., Li, X., Li, Q., Xu, L., Kitamura, F. et Yokoyama, K. (2012). Prenatal exposure to arsenic and its effects on fetal development in the general population of Dalian. *Biol Trace Elem Res*, 149(1), 10-5. doi: 10.1007/s12011-012-9396-7

- Hasan, M.T., Soares Magalhães, R.J., Williams, G.M., Mamun, A.A. (2016). Long-term changes in childhood malnutrition are associated with long-term changes in maternal BMI: evidence from Bangladesh, 1996-2011. *Am J Clin Nutr*, 104(4):1121-1127. doi: 10.3945/ajcn.115.111773
- Heng, Y. Y., Asad, I., Coleman, B., Menard, L., Benki-Nugent, S., Hussein Were, F., Karr, C. J. et McHenry, M. S. (2022). Heavy metals and neurodevelopment of children in low and middle-income countries: A systematic review. *PLoS One*, 17(3), e0265536. doi: 10.1371/journal.pone.0265536
- Holson, J. F., Stump, D. G., Ulrich, C. E. et Farr, C. H. (1999). Absence of prenatal developmental toxicity from inhaled arsenic trioxide in rats. *Toxicol Sci*, 51(1), 87-97. doi: 10.1093/toxsci/51.1.87
- Hopenhayn, C., Ferreccio, C., Browning, S. R., Huang, B., Peralta, C., Gibb, H. et Hertz-Picciotto, I. (2033). Arsenic exposure from drinking water and birth weight. *Epidemiology*, 14(5), 593-602. doi: 10.1097/01.ede.0000072104.65240.69
- Huyck, K. L., Kile, M. L., Mahiuddin, G., Quamruzzaman, Q., Rahman, M., Breton, C. V., Dobson, C. B., Frelich, J., Hoffman, E., Yousuf, J., Afroz, S., Islam, S. et Christiani, D. C. (2007). Maternal arsenic exposure associated with low birth weight in Bangladesh. *J Occup Environ Med*, 49(10), 1097-104. doi : 10.1097/JOM.0b013e3181566ba0
- Khanam, R., Kumar, I., Oladapo-Shittu, O., Twose, C., Islam, A. A., Biswal, S. S., Raqib, R. et Baqui, A. H. (2021). Prenatal environmental metal exposure and preterm birth: A scoping review. *Int J Environ Res Public Health*, 18(2), 573. doi: 10.3390/ijerph18020573
- Kile, M. L., Cardenas, A., Rodrigues, E., Mazumdar, M., Dobson, C., Golam, M., Quamruzzaman, Q., Rahman, M. et Christiani, D. C. (2016). Estimating effects of arsenic exposure during pregnancy on perinatal outcomes in a Bangladeshi cohort. *Epidemiology*, 27(2), 173-81. doi: 10.1097/EDE.0000000000000416
- Laine, J. E., Bailey, K. A., Rubio-Andrade, M., Olshan, A. F., Smeester, L., Drobná, Z., Herring, A. H., Stýblo, M., García-Vargas, G. G. et Fry, R. C. (2015). Maternal arsenic exposure, arsenic methylation efficiency, and birth outcomes in the biomarkers of exposure to ARsenic (BEAR) pregnancy cohort in Mexico. *Environ Health Perspect*, 123(2), 186-92. doi: 10.1289/ehp.1307476
- Liao, K.-W., Chang, C.-H., Tsai, M.-S., Chien, L.-C., Chung, M.-Y., Mao, I.-F., Tsai, Y.-A. et Chen, M.-L. (2018). Associations between urinary total arsenic levels, fetal development, and neonatal birth outcomes: A cohort study in Taiwan. *Sci Total Environ.*, 612, 1373-1379. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.312
- Liu, H., Lu, S., Zhang, B., Xia, W., Liu, W., Peng, Y., Zhang, H., Wu, K., Xu, S. et Li, Y. (2018). Maternal arsenic exposure and birth outcomes: A birth cohort study in Wuhan, China. *Environ Pollut.* 236, 817-823. doi: 10.1016/j.envpol.2018.02.012
- Myers, S. L., Lodbell, D. T., Liu, Z., Xia, Y., Ren, H., Li, Y., Kwok, R. K., Mumford, J. L. et Mendola, P. (2010). Maternal drinking water arsenic exposure and perinatal outcomes in inner Mongolia, China. *J Epidemiol Community Health*, 64(4), 325-9. doi: 10.1136/jech.2008.084392
- Office of Environmental Health Hazard Assessment. (2014). *Appendix D.1 Summaries using this version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines*. California Environmental Protection Agency. <http://oehha.ca.gov/media/downloads/crnrr/appendixd1final.pdf>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C.D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., McGuinness, L. A., Stewart, L. A., Thomas, J., Tricco, A. C., Welch, V. A., Whiting, P. et Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *J Clin Epidemiol*, 134, 178-189. doi: 10.1016/j.jclinepi.2021.03.001

- Rahman, A., Vahter, M., Smith, A. H., Nermell, B., Yunus, M., El Arifeen, S., Persson, L. A. et Ekström, E. C. (2009). Arsenic exposure during pregnancy and size at birth: A prospective cohort study in Bangladesh. *Am J Epidemiol*, 169(3), 304-12. doi: 10.1093/aje/kwn332
- Rahman, M. M., Abe, S.K., Kanda, M., Narita, S., Rahman, M., S., Bilano, V., Ota, E., Gilmour, S. et Shibuya, K. (2015). Maternal body mass index and risk of birth and maternal health outcomes in low- and middle-income countries: A systematic review and meta-analysis. *Obes Rev*, 16(9), 758-70. doi: 10.1111/obr.12293.
- Rahman, M. L., Kile, M. L., Rodrigues, E. G., Valeri, L., Raj, A., Mazumdar, M., Mostofa, G., Quamruzzaman, Q., Rahman, M., Hauser, R., Baccarelli, A., Liang, L. et Christiani, D. C. (2018). Prenatal arsenic exposure, child marriage, and pregnancy weight gain: Associations with preterm birth in Bangladesh. *Environ Int*, 112, 23-32. doi: 10.1016/j.envint.2017.12.004. Epub 2017 Dec 12
- Texas Commission on Environmental Quality. (2013). *Arsenic and Inorganic Arsenic Compounds CAS Registry Numbers: 7440-38-2 (Arsenic)*. <https://www.tceq.texas.gov/downloads/toxicology/dsd/final/arsenic.pdf>
- Tsai, S.-Y., Chou, H.-Y., The, H.-W., Chen, C.-M. et Chen, C.-J. (2003). The effects of chronic arsenic exposure from drinking water on the neurobehavioral development in adolescence. *NeuroToxicology*, 24(4), 747-753. [https://doi.org/10.1016/S0161-813X\(03\)00029-9](https://doi.org/10.1016/S0161-813X(03)00029-9)
- Wai, K. M., Mar, O., Kosaka, S., Umemura, M. et Watanabe, C. (2017). Prenatal heavy metal exposure and adverse birth outcomes in Myanmar: A birth-cohort study. *Int J Environ Res Public Health*, 14(11), 1339. doi: 10.3390/ijerph14111339
- Wang, H., Li, J., Zhang, X., Zhu, P., Hao, J.-H., Tao, F.-B. et Xu, D.-X. (2018). Maternal serum arsenic level during pregnancy is positively associated with adverse pregnant outcomes in a Chinese population. *Toxicol Appl Pharmacol*, 356, 114-119. doi: 10.1016/j.taap.2018.07.030
- Yang, C.-Y., Chang, C.-C., Tsai, S.-S., Chuang, H.-Y., Ho, C.-K. et Wu, T.-N. (2003). Arsenic in drinking water and adverse pregnancy outcome in an arseniasis-endemic area in northeastern Taiwan. *Environ Res*, 91(1), 29-34. doi : 10.1016/s0013-9351 (02)00015-4
- Zhong, Q., Cui, Y., Wu, H., Niu, Q., Lu, X., Wang, L. et Huang, F. (2019). Association of maternal arsenic exposure with birth size: A systematic review and meta-analysis. *Environ Toxicol Pharmacol*, 69, 129-136. doi: 10.1016/j.etap.2019.04.007
- Zhu, Y.-P., Xi, S.-H., Li, M.-Y., Ding, T.-T., Liu, N., Cao, F.-Y., Zeng, Y., Liu, X.-J., Tong, J.-W. et Jiang, S.-F. (2017). Fluoride and arsenic exposure affects spatial memory and activates the ERK/CREB signaling pathway in offspring rats. *Neurotoxicology*, 59, 56-64. doi: 10.1016/j.neuro.2017.01.006

Stratégie de recherche pour les revues systématiques et les méta-analyses

Base de données consultée : MEDLINE(R) ALL <1946 to July 20, 2022> (Ovid)

Interrogée le 2022-07-21

#	Requête	Résultats
1	metal*.ti,kf.	228,725
2	(lead or "Pb" or Cadmium or "Cd" or Arsenic or Manganese or "Mn" or Nickel or "Ni" or Chromium or "Cr" or Mercury or "Hg").ti,kf.	226,406
3	"Metalloids"/ or "Metals, Heavy"/ or Lead/ or Cadmium/ or Arsenic/ or Manganese/ or Nickel/ or Chromium/ or Mercury/	189,030
4	or/1-3	486,600
5	(pregnan* or gestation* or fertility or fertile or obstetric* or reproduction or (expectant* adj2 mother*) or "mother-to-be" or "mothers-to-be" or maternit* or maternal or parturient* or "before delivery" or childbearing or child-bearing or gravidit*).ti,kf.	540,813
6	(embryo* or fetus* or foetus* or fetal* or foetal* or placenta* or transplacenta* or trans-placenta* or utero* or uterus* or ((preterm or pre-term or premature or term or live or still) adj (birth or births or childbirth* or child-birth* or infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or labor* or labour* or parturition* or parturient* or delivery or deliveries)) or prematurity or stillbirth* or still-birth* or stillborn* or still-born* or abortion* or aborted or miscarr* or birthweight* or birth-weight* or "gestational age" or "gestational hypertension" or eclampsia* or preeclampsia* or pre-eclampsia* or Apgar or ((infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or mother* or intrauterine or intra-uterine) adj1 (mortality or mortalities or dead or death* or loss or lost or demise* or viability))).ti,kf.	527,892
7	(antenatal* or ante-natal* or antepartum or ante-partum or prenatal* or pre-natal* or intrapartum or intra-partum or perinatal* or peri-natal* or neonatal* or neo-natal* or postpartum or post-partum).ti,kf.	226,447
8	((congenital* or birth* or development*) adj1 (disorder* or abnormalit* or defect* or malform* or deform* or disease* or syndrom*)) or foetopath* or fetopath* or foeto-path* or feto-path* or ((mental or growth or psychomotor) adj1 retardation)).ti,kf.	41,040
9	"maternal exposure"/ or "pregnant women"/ or exp pregnancy/ or "placental circulation"/ or "breast feeding"/ or "breast milk expression"/ or "milk, human"/ or "congenital abnormalities"/ or "prenatal exposure delayed effects"/ or "Infant, Newborn, Diseases"/ or exp child/ or exp infant/ or exp Infant, Newborn/	3,476,208

#	Requête	Résultats
10	((cognitive* or intellectual* or mental* or neuro*) adj2 (challenge* or deficien* or disab* or handicap* or impair* or retard*)).ti,kf.	72,224
11	"Intellectual Disability"/ or "Disabled Persons"/ or "Mentally Disabled Persons"/ or "Persons with Mental Disabilities"/ or "Education of Intellectual Disabled"/ or "Disabled Children"/ or exp "Child Development Disorders, Pervasive"/	151,928
12	((physical* or psychomot*) adj3 (deficien* or disab* or impair* or handicap* or challenge* or disorder*)) or ((disab* or impair*) adj2 (person* or people* or child*))).ti,kf.	14,463
13	((development* or neuro*) adj1 (disabilit* or disorder* or delay* or deviation*)).ti,kf.	32,650
14	"Developmental Disabilities"/ or exp "Child Development"/ or "Congenital, Hereditary, and Neonatal Diseases and Abnormalities"/ or "Psychomotor Disorders"/	90,460
15	or/5-14	4,012,448
16	4 and 15	24,943
17	16 not (exp animals/ not humans/)	20,361
18	..l/ 17 yr=2018-3000	4,348
19	(metal* adj5 mixture?).ti.	483
20	18 and 19 [SOUS-ENSEMBLE : articles avec "metal mixtures" au titre]	41
21	18 not 20	4,307
22	((systematic or state-of-the-art or scoping or literature or umbrella) adj (review* or overview* or assessment*)) or "review* of reviews" or meta-analy* or metaanaly* or ((systematic or evidence) adj1 assess*) or "research evidence" or metasynthe* or meta-synthe*).tw. or exp Review Literature as Topic/ or Meta-Analysis as Topic/ or Meta-Analysis/ or "systematic review"/	544,669
23	21 and 22	152

Stratégie de recherche pour les études animales

Base de données consultée : MEDLINE(R) ALL <1946 to July 26, 2022> (Ovid)

Interrogée le 2022-07-27

#	Requête	Résultats
1	arsenic*.ti,kf. or arsenic/ or "arsenic poisoning"/	29662
2	(pregnan* or gestation* or fertility or fertile or obstetric* or reproduction or (expectant* adj2 mother*) or "mother-to-be" or "mothers-to-be" or maternit* or maternal or parturient* or "before delivery" or childbearing or child-bearing or gravidit*).ti,kf.	540041
3	(embryo* or fetus* or foetus* or fetal* or foetal* or placenta* or transplacenta* or trans-placenta* or utero* or uterus* or ((preterm or pre-term or premature or term or live or still) adj (birth or births or childbirth* or child-birth* or infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or labor* or labour* or parturition* or parturient* or delivery or deliveries)) or prematurity or stillbirth* or still-birth* or stillborn* or still-born* or abortion* or aborted or miscarr* or birthweight* or birth-weight* or "gestational age" or "gestational hypertension" or eclampsia* or preeclampsia* or pre-eclampsia* or Apgar or ((infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or mother* or intrauterine or intra-uterine) adj1 (mortality or mortalities or dead or death* or loss or lost or demise* or viability))).ti,kf.	527358
4	(antenatal* or ante-natal* or antepartum or ante-partum or prenatal* or pre-natal* or intrapartum or intra-partum or perinatal* or peri-natal* or neonatal* or neo-natal* or postpartum or post-partum).ti,kf.	226151
5	((congenital* or birth* or development*) adj1 (disorder* or abnormalit* or defect* or malform* or deform* or disease* or syndrom*)) or foetopath* or fetopath* or foeto-path* or feto-path* or ((mental or growth or psychomotor) adj1 retardation)).ti,kf.	41010
6	maternal exposure/ or "pregnant women"/ or exp pregnancy/ or "placental circulation"/ or "breast feeding"/ or "breast milk expression"/ or "milk, human"/ or "congenital abnormalities"/ or "prenatal exposure delayed effects"/ or "Infant, Newborn, Diseases"/ or exp child/ or exp infant/ or exp Infant, Newborn/	3472077
7	((cognitive* or intellectual* or mental* or neuro*) adj2 (challenge* or deficien* or disab* or handicap* or impair* or retard*).ti,kf.	72193
8	Intellectual Disability/ or "Disabled Persons"/ or "Mentally Disabled Persons"/ or "Persons with Mental Disabilities"/ or "Education of Intellectual Disabled"/ or "Disabled Children"/ or exp "Child Development Disorders, Pervasive"/	151720
9	((physical* or psychomot*) adj3 (deficien* or disab* or impair* or handicap* or challenge* or disorder*)) or ((disab* or impair*) adj2 (person* or people* or child*))).ti,kf.	14443
10	((development* or neuro*) adj1 (disabilit* or disorder* or delay* or deviation*).ti,kf.	32605
11	Developmental Disabilities/ or exp "Child Development"/ or "Congenital, Hereditary, and Neonatal Diseases and Abnormalities"/ or "Psychomotor Disorders"/	90433
12	or/2-11	4008199
13	1 and 12	2143

#	Requête	Résultats
14	13 and (exp animals/ not humans/)	315
15	..l/ 14 yr=2012-2022	140
16	15 and (french or english).lg.	136

Stratégie de recherche pour les études animales par inhalation

Base de données consultée : MEDLINE(R) ALL <1946 to July 26, 2022> (Ovid)

Interrogée le 2022-08-02

#	Requête	Résultats
1	(arsenic* or arsenate* or arsenite*).ti,kf. or arsenic/ or arsenicals/ or "arsenic poisoning"/	35959
2	(air or atmospher* or inhal*).ti,kf. or "air pollutants"/ or "atmosphere exposure chambers"/ or inhalation/ or "inhalation exposure"/	203909
3	1 and 2	587
4	((arsenic* or arsenate* or arsenite*) adj16 (air or atmospher* or inhal*).ab.	595
5	3 or 4	1049
6	(pregnan* or gestation* or fertility or fertile or obstetric* or reproduction or (expectant* adj2 mother*) or "mother-to-be" or "mothers-to-be" or maternit* or maternal or parturient* or "before delivery" or childbearing or child-bearing or gravidit*).ti,kf.	540468
7	(embryo* or fetus* or foetus* or fetal* or foetal* or placenta* or transplacenta* or trans-placenta* or utero* or uterus* or ((preterm or pre-term or premature or term or live or still) adj (birth or births or childbirth* or child-birth* or infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or labor* or labour* or parturition* or parturient* or delivery or deliveries)) or prematurity or stillbirth* or still-birth* or stillborn* or still-born* or abortion* or aborted or miscar* or birthweight* or birth-weight* or "gestational age" or "gestational hypertension" or eclampsia* or preeclampsia* or pre-eclampsia* or Apgar or ((infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or mother* or intrauterine or intra-uterine) adj1 (mortality or mortalities or dead or death* or loss or lost or demise* or viability))).ti,kf.	527649
8	(antenatal* or ante-natal* or antepartum or ante-partum or prenatal* or pre-natal* or intrapartum or intra-partum or perinatal* or peri-natal* or neonatal* or neo-natal* or postpartum or post-partum).ti,kf.	226360
9	((congenital* or birth* or development*) adj1 (disorder* or abnormalit* or defect* or malform* or deform* or disease* or syndrom*)) or foetopath* or fetopath* or foeto-path* or feto-path* or ((mental or growth or psychomotor) adj1 retardation)).ti,kf.	41034
10	maternal exposure/ or "pregnant women"/ or exp pregnancy/ or "placental circulation"/ or "breast feeding"/ or "breast milk expression"/ or "milk, human"/ or "congenital abnormalities"/ or "prenatal exposure delayed effects"/ or "Infant, Newborn, Diseases"/ or exp child/ or exp infant/ or exp Infant, Newborn/	3473433
11	((cognitive* or intellectual* or mental* or neuro*) adj2 (challenge* or deficien* or disab* or handicap* or impair* or retard*).ti,kf.	72283

#	Requête	Résultats
12	Intellectual Disability/ or "Disabled Persons"/ or "Mentally Disabled Persons"/ or "Persons with Mental Disabilities"/ or "Education of Intellectual Disabled"/ or "Disabled Children"/ or exp "Child Development Disorders, Pervasive"/	151868
13	((physical* or psychomot*) adj3 (deficien* or disab* or impair* or handicap* or challenge* or disorder*)) or ((disab* or impair*) adj2 (person* or people* or child*))).ti,kf.	14456
14	((development* or neuro*) adj1 (disabilit* or disorder* or delay* or deviation*)).ti,kf.	32657
15	Developmental Disabilities/ or exp "Child Development"/ or "Congenital, Hereditary, and Neonatal Diseases and Abnormalities"/ or "Psychomotor Disorders"/	90446
16	or/6-15	4010101
17	5 and 16	120
18	17 and (exp animals/ not humans/)	7
19	..l/ 18 yr=1985-3000	5
20	("10496680" or "3998376").an.	2
21	19 and 20	2

Base de données consultée : Embase <1974 to 2022 August 01> (Ovid)

Interrogée le 2022-08-02

#	Requête	Résultats
1	(arsenic* or arsenate* or arsenite*).ti,kf. or *arsenic/ or *"arsenic poisoning"/ or *"organoarsenic derivative"/	32987
2	(air or atmospher* or inhal*).ti,kf. or *"air pollutant"/ or *"exposure chamber"/ or *inhalation/	200709
3	1 and 2	399
4	((arsenic* or arsenate* or arsenite*) adj16 (air or atmospher* or inhal*)).ab.	720
5	3 or 4	993
6	(pregnan* or gestation* or fertility or fertile or obstetric* or reproduction or (expectant* adj2 mother*) or "mother-to-be" or "mothers-to-be" or maternit* or maternal or parturient* or "before delivery" or childbearing or child-bearing or gravidit*).ti,kf.	588016
7	(embryo* or fetus* or foetus* or fetal* or foetal* or placenta* or transplacenta* or trans-placenta* or utero* or uterus* or ((preterm or pre-term or premature or term or live or still) adj (birth or births or childbirth* or child-birth* or infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or labor* or labour* or parturition* or parturient* or delivery or deliveries)) or prematurity or stillbirth* or still-birth* or stillborn* or still-born* or abortion* or aborted or miscarr* or birthweight* or birth-weight* or "gestational age" or "gestational hypertension" or eclampsia* or preeclampsia* or pre-eclampsia* or Apgar or ((infant* or newborn* or new-born* or neonate* or baby or babies or mother* or intrauterine or intra-uterine) adj1 (mortality or mortalities or dead or death* or loss or lost or demise* or viability))).ti,kf.	584005

#	Requête	Résultats
8	(antenatal* or ante-natal* or antepartum or ante-partum or prenatal* or pre-natal* or intrapartum or intra-partum or perinatal* or peri-natal* or neonatal* or neo-natal* or postpartum or post-partum).ti,kf.	287228
9	((congenital* or birth* or development*) adj1 (disorder* or abnormalit* or defect* or malform* or deform* or disease* or syndrom*)) or foetopath* or fetopath* or foeto-path* or feto-path* or ((mental or growth or psychomotor) adj1 retardation)).ti,kf.	43065
10	((cognitive* or intellectual* or mental* or neuro*) adj2 (challenge* or deficien* or disab* or handicap* or impair* or retard*)).ti,kf.	91552
11	((physical* or psychomot*) adj3 (deficien* or disab* or impair* or handicap* or challenge* or disorder*)) or ((disab* or impair*) adj2 (person* or people* or child*))).ti,kf.	18490
12	((development* or neuro*) adj1 (disabilit* or disorder* or delay* or deviation*)).ti,kf.	43941
13	or/6-12	1396579
14	5 and 13	14
15	14 and (exp animal/ not human/)	4
16	..l/ 15 yr=1985-3000	3

ANNEXE 5 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE RECENSÉES POUR DES EFFETS NON CANCÉRIGÈNES PAR INHALATION

La méthodologie standardisée pour la compilation et la recherche des valeurs toxicologiques de référence (VTR) inclut une liste des sources dites primaires, secondaires et tertiaires des organismes qui dérivent des VTR chroniques (15) comme décrit dans l'[annexe 3](#). Lors de la recherche des VTR non cancérogènes pour l'As, le Cd et le Pb en utilisant la méthodologie standardisée de l'ESRTR, des VTR de courte durée ont également été recensées. Trois organismes ont proposé des VTR de courte durée, soit pour l'As et pour le Cd : l'ATSDR, l'OEHHA (de la CalEPA) et la TCEQ. L'ATSDR est considérée comme une source primaire, tandis que l'OEHHA et la TCEQ sont considérées comme des sources secondaires par l'ESRTR. En plus des VTR chroniques, l'ATSDR dérive des VTR aiguës pour une exposition de 1 à 14 jours et des VTR intermédiaires ou sous-chroniques. De son côté, l'OEHHA propose des VTR aiguës pour une exposition d'une heure, des VTR sous-chroniques pour des expositions multiples de huit heures ainsi que des VTR chroniques. Finalement, la TCEQ dérive des VTR aiguës d'une heure, de 24 heures et pour une exposition chronique.

Tableau A5-1 VTR par inhalation proposées par différents organismes pour l'arsenic et le cadmium pour une exposition de courte durée et chronique

Substance	Organisme, année publication (référence)	RfC (ng/m ³)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce	Point de départ (POD) Facteurs d'incertitude (FI)	Type d'exposition pour laquelle s'applique la VTR
Arsenic	OEHHA, 2014 (17)	15	Wasserman <i>et al.</i> , 2004 (22)	Baisse d'un point de Q.I.	Humain	LOAEL : 0,46 µg/m ³ FI total : 30 (FI_H : 10; FI_L : 3)	Chronique et pour des expositions multiples de 8 h
Arsenic	OEHHA, 2014 (17)	200	Nagymajtenyi <i>et al.</i> , 1985 (23)	Reproduction/développement (diminution du poids du fœtus); altération de la structure et du fonctionnement du cerveau	Souris	LOAEL : 200 µg/m ³ FI total : 1 000 (FI_A : 10; FI_H : 10; FI_L : 10)	Courte durée (1 h)
Arsenic	TCEQ, 2013 (25)	9 900	Holson <i>et al.</i> , 1999 (117)	Toxicité maternelle (documentée comme des râles)	Rat	NOAEL : 3 000 µg/m ³ FI total : 300 (FI_A : 10; FI_H : 3; FI_BD : 10)	Courte durée (1 h)
Cadmium	ATSDR, 2012 (18)	30	NTP, 1995 (118)	Respiratoire	Rat	LOAEL : 88 µg/m ³ (POD _{HEC} : 10 µg/m ³) FI total : 300 (FI_A : 3; FI_H : 10)	Courte durée (1 à 14 jours)

Tableau A5-1 VTR par inhalation proposées par différents organismes pour l'arsenic et le cadmium pour une exposition de courte durée et chronique (suite)

Substance	Organisme, année publication (référence)	RfC (ng/m ³)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce	Point de départ (POD) Facteurs d'incertitude (FI)	Type d'exposition pour laquelle s'applique la VTR
Cadmium	TCEQ, 2016 (30)	18 000	Graham <i>et al.</i> , 1978 (119)	Immunitaire	Souris	NOAEL : 110 µg/m ³ (POD _{HEC} : 554 µg/m ³) FI total : 300 (FI _A : 10; FI _H : 3; FI _{BD} : 10)	Courte durée (1 h)
Cadmium	TCEQ, 2016 (30)	550	NTP, 1995 (118)	Respiratoire	Rat	LOAEL : 88 µg/m ³ (POD _{HEC} : 165 µg/m ³) FI total : 300 (FI _A : 3; FI _H : 10; FI _L : 10)	Courte durée (24 h)
Cadmium	Anses, 2012(120)	450	EFSA, 2009 (121)	Rénal	Humain	BDL _{5%} -L _{95%} : 1 µg Cd/g créatinine (équivalent à 450 ng Cd/m ³ sans considérer l'apport du Cd via l'alimentation)	Chronique

Tableau A5-1 VTR par inhalation proposées par différents organismes pour l'arsenic et le cadmium pour une exposition de courte durée et chronique (suite)

Substance	Organisme, année publication (référence)	RfC (ng/m ³)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce	Point de départ (POD) Facteurs d'incertitude (FI)	Type d'exposition pour laquelle s'applique la VTR
Cadmium	ATSDR, 2012 (18)	10	Buchet <i>et al.</i> , 1990 (122) Järup <i>et al.</i> , 2000 (123) Suwazono <i>et al.</i> , 2006 (124)	Rénal	Humain	UCDL10 : 0,5 µg Cd/g créatinine (équivalent à 0,1 µg Cd/m ³ avec un apport alimentaire de 0,3 µg/kg/jour) FI total : 9 (FI_H : 3; FI_BD : 3)	Chronique
Cadmium	OEHHA, 2000 (125)	20	Lauwerys <i>et al.</i> , 1974 (126)	Rénal et respiratoire	Humain	NOAEL : 1,4 µg/m ³ (POD _{ADJ} : 0,5 µg/m ³) FI total : 30 (FI_H : 10; FI_S : 3)	Chronique
Cadmium	OMS, 2000 (32)	300 (5) ^A	Thun <i>et al.</i> , 1991 (127)	Rénal	Humain	LOAEL : 100 µg/m ³ (POD _{ADJ} : 0,3 µg/m ³)	Chronique

Tableau A5-1 VTR par inhalation proposées par différents organismes pour l'arsenic et le cadmium pour une exposition de courte durée et chronique (suite)

Substance	Organisme, année publication (référence)	RfC (ng/m ³)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce	Point de départ (POD) Facteurs d'incertitude (FI)	Type d'exposition pour laquelle s'applique la VTR
Cadmium	TCEQ, 2016 (30)	10	ATSDR, 2012 (18)	Rénal	Humain	UCDL10 : 0,5 µg Cd/g créatinine (équivalent à 0,1 µg Cd/m ³ avec un apport alimentaire de 0,3 µg/kg/jour) FI total : 9 (FI_H : 3; FI_BD : 3)	Chronique

^A L'OMS a dérivé une concentration de référence pour l'exposition en continu par inhalation du cadmium de 300 ng/m³ sans appliquer aucun facteur d'incertitude. Cependant, l'OMS propose une valeur guide de 5 ng/m³ pour prévenir l'accumulation du cadmium dans les sols agricoles.

POD : Point de départ.

ADJ : Ajustement dose journalière.

HEC : Concentration équivalente chez l'humain.

LOAEL : *Lowest observed adverse effect level.*

NOAEL : *No observed adverse effect level.*

BMDL : Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la benchmark dose.

UCDL10 : Valeur inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la concentration moyenne de Cd urinaire associée à une augmentation de 10 % du risque de protéinurie.

FI : Facteur d'incertitude.

FI_H : FI pour la variabilité interindividuelle chez l'humain.

FI_A : FI pour l'extrapolation interespèce.

FI_S : FI pour l'extrapolation à partir d'une étude sous-chronique.

FI_L : FI pour l'extrapolation à partir d'un LOAEL.

FI_BD : FI pour lacunes dans les données disponibles.

FI total : Multiplication de tous les facteurs d'incertitude appliqués.

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry.

EFSA : European Food Safety Authority.

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (France).

OEHHHA : California Office of Environmental Health Hazard Assessment.

TCEQ : Texas Commission on Environmental Quality.

OMS : Organisation mondiale de la Santé.

ANNEXE 6 VALEUR PROVISOIRE POUR LE PLOMB DANS L'AIR

L'OMS rapporte qu'une concentration de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ou $1\,000 \text{ ng}/\text{m}^3$) de plomb dans l'air peut générer une plombémie de $5 \mu\text{g}/\text{dL}$ (32). La plombémie de référence considérée par l'OMS est de $10 \mu\text{g}/\text{dL}$. L'OMS a déterminé par ailleurs qu'avec une plombémie médiane de $5,4 \mu\text{g}/\text{dL}$ dans la population, moins de 2 % de la population, incluant les enfants, dépasserait cette plombémie de référence ($10 \mu\text{g}/\text{dL}$). De plus, l'OMS a pris en considération un bruit de fond de $3 \mu\text{g}/\text{dL}$. Suivant ces prémisses, pour une plombémie médiane de $5,4 \mu\text{g}/\text{dL}$, les concentrations dans l'air ne devraient pas contribuer à plus de $2,4 \mu\text{g}/\text{dL}$ de plombémie. En utilisant la relation mentionnée ci-dessus, on obtient qu'une concentration de $480 \text{ ng}/\text{m}^3$ contribue à une plombémie de $2,4 \mu\text{g}/\text{dL}$. Cette valeur a été arrondie à $500 \text{ ng}/\text{m}^3$ pour être proposée comme valeur guide dans l'air par l'OMS (32).

L'ESRTR a dérivé sa valeur *provisoire* en utilisant la même relation entre les concentrations dans l'air et la plombémie et les mêmes distributions de plombémie dans la population que l'OMS (32). Ainsi, pour une plombémie à ne pas dépasser par plus de 2 % de la population de $5 \mu\text{g}/\text{dL}$, il a été estimé que la plombémie médiane populationnelle à cibler serait de $2,7 \mu\text{g}/\text{dL}$. L'ESRTR a aussi pris en considération un bruit de fond inférieur, étant donné que l'exposition aux autres sources de plomb a aussi diminué après la publication du rapport de l'OMS en 2000. Le bruit de fond utilisé correspond à $1 \mu\text{g}/\text{dL}$, qui est l'intervalle de confiance supérieure de l'ECMS (cycles 2 à 5 pour la population de 3 ans à 79 ans) (33). En suivant la même logique que l'OMS, si la plombémie médiane ciblée est de $2,7 \mu\text{g}/\text{dL}$ et si le bruit de fond est de $1 \mu\text{g}/\text{dL}$, les concentrations dans l'air ne devront pas contribuer à plus de $1,7 \mu\text{g}/\text{dL}$ de plombémie. En utilisant la relation mentionnée auparavant, on obtient qu'une concentration de $340 \text{ ng}/\text{m}^3$ contribue à une plombémie de $1,7 \mu\text{g}/\text{dL}$. Cette valeur a été arrondie à $350 \text{ ng}/\text{m}^3$.

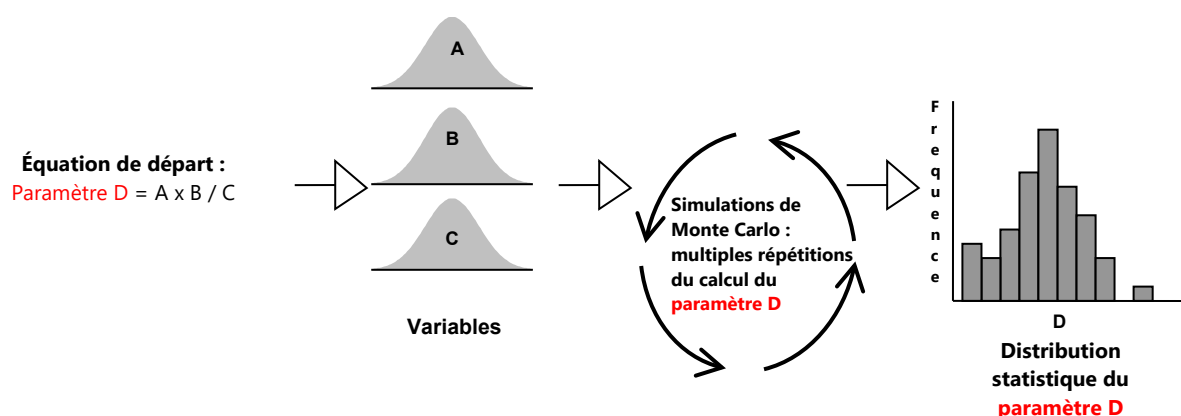
Tableau A6-1 Dérivation des valeurs provisoires pour le plomb dans l'air selon la plombémie à ne pas dépasser et le bruit de fond utilisés (en gras la valeur provisoire retenue par l'ESRTR)

Bruit de fond $\mu\text{g}/\text{dL}$	Plombémie à ne pas dépasser plus de 2 % (médiane ciblée) $\mu\text{g}/\text{dL}$	
	3,5 (1,9)	5 (2,7)
1	178	340
0,7	238	400
0,6	258	420

ANNEXE 7 APPROCHES DE MODÉLISATION PROBABILISTE DE MONTE CARLO UTILISÉES DANS LE CADRE DE LA PRÉSENTE ÉVALUATION

Les projections ont été estimées suivant l'approche de modélisation probabiliste de Monte Carlo à l'aide du logiciel Crystal Ball. Ce logiciel permet d'effectuer des calculs itératifs d'un paramètre donné au cours desquels les probabilités d'occurrence de la valeur de chaque variable entrant dans le calcul du paramètre sont prises en compte, en fonction de la distribution statistique des valeurs que peuvent prendre ces variables (128). Le calcul se répète jusqu'à l'atteinte d'une stabilité de la distribution statistique des valeurs du paramètre calculé, comme l'illustre la figure suivante. Ainsi, dans l'exemple illustré, la distribution statistique des valeurs que peut prendre le paramètre D est obtenue par de multiples itérations du calcul de départ, jusqu'à l'atteinte d'une stabilité dans la distribution visée, qui tiennent compte de la distribution statistique de la valeur des variables A, B et C entrant dans le calcul de D.

Figure A7-1 Schéma illustrant le principe de calcul probabiliste par simulation de Monte Carlo



A7.1 Application pour l'estimation des concentrations moyennes annuelles et dépassements des valeurs maximales journalières aux stations d'échantillonnage en fonction du plan de GFH (section 3)

Comme prémisses de départ, il a été assumé que l'ampleur de la variabilité journalière relative des concentrations sera maintenue comme documenté entre 2019 et 2021 dans les données du MELCC. Il a aussi été présumé que les rapports de concentrations moyennes annuelles sont

maintenus entre la station 8006 et les autres stations du QND (8045 et 8049), tel que reflété dans les données du MELCC 2019-2021.

Ainsi, la distribution des concentrations journalières d'un métal donné retrouvée à la future station légale pour une concentration cible annuelle indiquée dans le plan de GFH est simulée en appliquant le coefficient de variation, soit le rapport entre l'écart-type et la moyenne arithmétique, des concentrations journalières d'As, de Cd et de Pb mesurées à la station 8006 entre 2019 et 2021. À titre d'exemple, pour l'As, ce coefficient de variation est de 166 % (soit 169/102, tableau 4, section 3.2.2.1). C'est donc dire que, pour une valeur de cible annuelle de 45 ng/m³, projetée par GFH, l'écart-type sera de 45 x 166 % = 74,7 ng/m³. C'est à l'aide de cette information que le logiciel Crystal Ball a pu reproduire les distributions des concentrations attendues à la future station légale pour les cibles annuelles prévues dans le plan de GFH. Ce faisant, les distributions statistiques des concentrations mesurées en 2019-2021 à la station 8006 considérées par Crystal Ball ont été assumées comme lognormales et une troncature correspondant à 10 fois la moyenne annuelle, en accord avec les projections du plan de GFH, a été appliquée comme valeur maximale possible (voir tableau ci-dessous). Des coefficients de corrélations entre les mesures des stations 8045 et 8049 avec la station 8006 ont également été appliqués.

Tableau A7-1 Distributions des concentrations de métaux considérées par le modèle Crystal Ball dans la projection des distributions de concentrations projetées aux stations du quartier Notre-Dame

Année	Station	Distribution par contaminant (moyenne; écart-type (maximum) en ng/m ³ *)		
		Arsenic	Cadmium	Plomb
2019-2021**	8006	101,8 (169); 1018 ^{A,B}	11,6 (18,2); 116 ^{C,D}	553 (851); 5 530 ^{E,F}
	8045	22,3 (38,5); 223 ^A	3,2 (5,8); 32 ^C	117 (176); 1 170 ^E
	8049	11,9 (34,6); 119 ^B	1,8 (2,8); 18 ^D	58 (121); 580 ^F
2023***	Future légale	65 (107,9); 650	12 (18,84); 120	450 (693); 4 500
2024-2026***	Future légale	45 (74,7); 450	9 (14,13); 90	350 (539); 3 500
2027***	Future légale	15 (24,9); 150	3,6 (5,65); 36	100 (154); 1 000

* Présumée comme lognormale.

** Selon les données du MELCC, 2019-2021 (voir tableau 4, section 3.2.2.1).

*** Dans le plan de GFH.

^A Corrélés selon un r de 0.8.

^B Corrélés selon un r de 0.27.

^C Corrélés selon un r de 0.77.

^D Corrélés selon un r de 0.21.

^E Corrélés selon un r de 0.84.

^F Corrélés selon un r de 0.25.

La concentration moyenne annuelle d'un métal peut être projetée à l'une des stations 8045 ou 8049 (Cstation_annuelle) pour une cible annuelle donnée applicable à la future station légale (Ccible_annuelle). Elle est calculée en fonction du rapport documenté dans les données du MELCC 2019-2021 entre la moyenne des concentrations journalières mesurées à cette station (Cmes_station) et la moyenne des concentrations journalières mesurées à la station 8006 (Cmes_8006), dite « proximi de la station légale actuelle ».

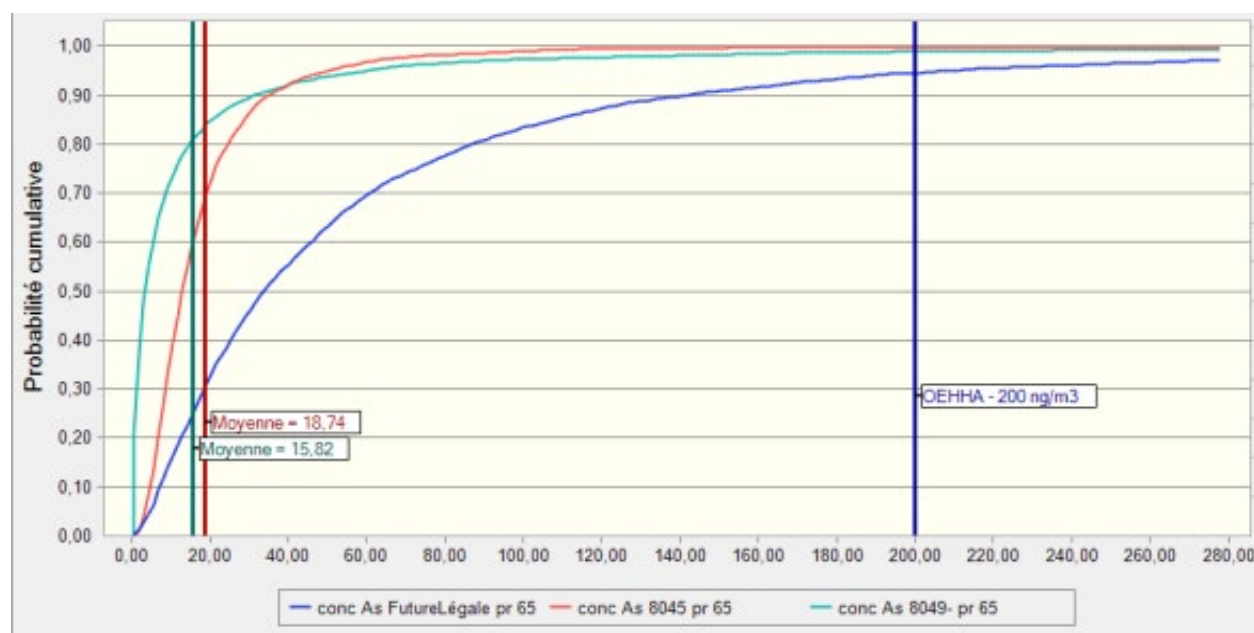
Par ailleurs, il est précisé dans le rapport de GFH du 6 septembre 2022 que les cibles annuelles concernent la future station légale, qui sera légèrement plus éloignée du site de la fonderie que la station actuelle. La future station légale présentera des concentrations plus faibles, à niveau d'émission donné. Ainsi, une concentration projetée – par exemple de 65 ng/m³ – à la **future** station légale correspond vraisemblablement à une concentration légèrement plus élevée à la station légale **actuelle**. Dans le plan de GFH, cette différence est estimée comme variant entre 5 % et 10 %; c'est donc dire que le rapport entre les concentrations mesurées aux stations 8045 et 8049 par rapport à la station légale actuelle sous-estime le même rapport qui se baserait sur la future station légale comme référence. Un facteur d'ajustement à la hausse (Faj_H) est donc appliqué dans le calcul pour corriger cette discordance. En accord avec le plan de GFH, ce facteur s'est vu attribuer une distribution uniforme variant entre 1,05 et 1,1 aux fins des simulations probabilistes :

$$\text{Cstation_annuelle} = (\text{Cmes_station} / \text{Cmes_8006}) \times \text{Ccible_annuelle} \times \text{Faj_H} \quad \text{Équation 1}$$

Par ailleurs, les distributions statistiques prises en compte pour les variables Cmes_station et Cmes_8006 sont celles indiquées au tableau précédent, reflétant les données du MELCC 2019-2021 et assumant une distribution lognormale. En effectuant le calcul de l'équation 1 de manière itérative à l'aide du logiciel Crystal Ball, les distributions des concentrations dans l'air projetées aux stations 8045 et 8049 ont été générées pour chaque concentration cible décrite dans le plan de GFH.

Les distributions de concentrations générées ont été comparées aux repères journaliers appropriés décrits dans la section 2, ce qui permet d'estimer quelle fraction des concentrations journalières projetées à chaque station pourrait dépasser ces repères. De plus, la moyenne arithmétique des distributions simulées correspond à la concentration moyenne annuelle projetée, laquelle peut également faire l'objet d'une comparaison avec les repères appropriés pour les concentrations moyennes annuelles de la section 2 (voir figure A8-1).

Figure A7-1 Exemple de distributions cumulées des concentrations projetées à la future station légale (courbe bleue), à la station 8045 (courbe rouge) et à la station 8049 (courbe verte) en fonction de la concentration moyenne annuelle de 65 ng/m³ d'As visée dans le plan de GFH pour 2023. La concentration maximale journalière proposée par l'OEHHA (200 ng/m³) ainsi que les moyennes annuelles projetées aux deux autres stations, sont également indiquées



A7.2 Application pour l'estimation des distributions des indices de risque non cancérigènes découlant de l'exposition aux sols et aux poussières (section 5)

Les distributions statistiques des paramètres requis pour l'évaluation de l'exposition par ingestion aux contaminants présents dans les sols et les poussières sont décrites au tableau de la page suivante. À noter que, pour éviter des combinaisons peu réalistes de valeurs de poids corporel et de taux d'ingestion lors des simulations (par exemple, un 95^e centile de poids combiné à un 5^e centile de taux d'ingestion), une corrélation modérée a été assumée entre ces deux paramètres.

Tableau A7-2 Distributions statistiques des paramètres requis aux fins de l'estimation probabiliste des doses d'exposition à l'arsenic (As), au plomb (Pb) et au cadmium (Cd) par ingestion de sols et de poussières des enfants de 6 mois à < 12 ans du quartier Notre-Dame (QND) et du reste de Rouyn-Noranda (RN)

Paramètre	Distribution ^E	
	Description	Valeurs
Concentration dans les sols^A (ppm)		
As – QND	Moyenne (écart-type), min-max	21,9 (24,7); 3,4-98
As – RN		14 (9,4); 0,4-63
Cd – QND		2,2 (1,7); 0,4-4,9
Cd – RN		3,3 (3,4); 0,3-18
Pb – QND		130 (143); 4,6-658
Pb – RN		126 (125); 6-630
Poids corporel^B (kg)		
Enfants 6 mois – 4 ans ^C	Moyenne (écart-type)	14,9 (3,5)
Enfants 5 ans – < 12 ans ^D	Moyenne (écart-type)	30, (9,7)
Taux d'ingestion de sols et de poussières^B (mg/jour)		
Enfants 6 mois – 4 ans ^C	Médiane, 95 ^e centile	30, 115
Enfants 5 ans – < 12 ans ^D	Moyenne, 95 ^e centile	25, 75

Notes : Pour le QND, les données fournies par la DSPublique-AT de la campagne d'échantillonnage en 2018 lors de l'étude de biosurveillance chez les enfants (75). Pour RN, les données pour les terrains résidentiels dans le périmètre urbain de Rouyn-Noranda lors de la campagne de caractérisation préliminaire des sols en 2019 (129).

Paramètres des lignes directrices (70).

Corrélés entre eux par un coefficient de corrélation de 0,6.

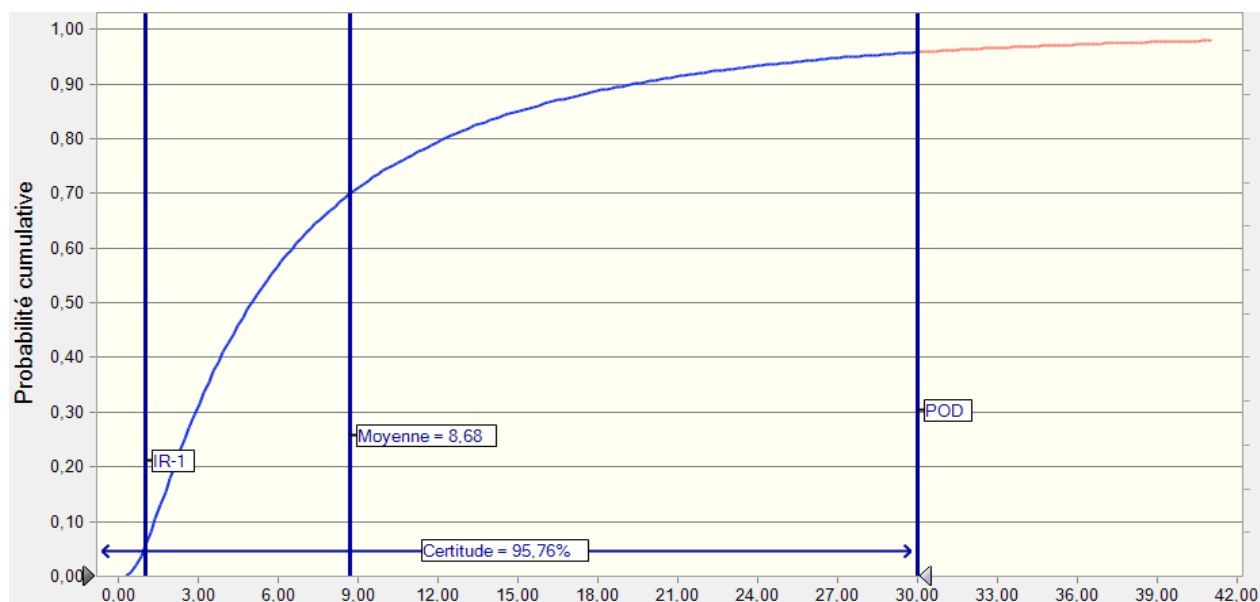
Corrélés entre eux par un coefficient de corrélation de 0,6.

Toutes les distributions sont assumées comme lognormales.

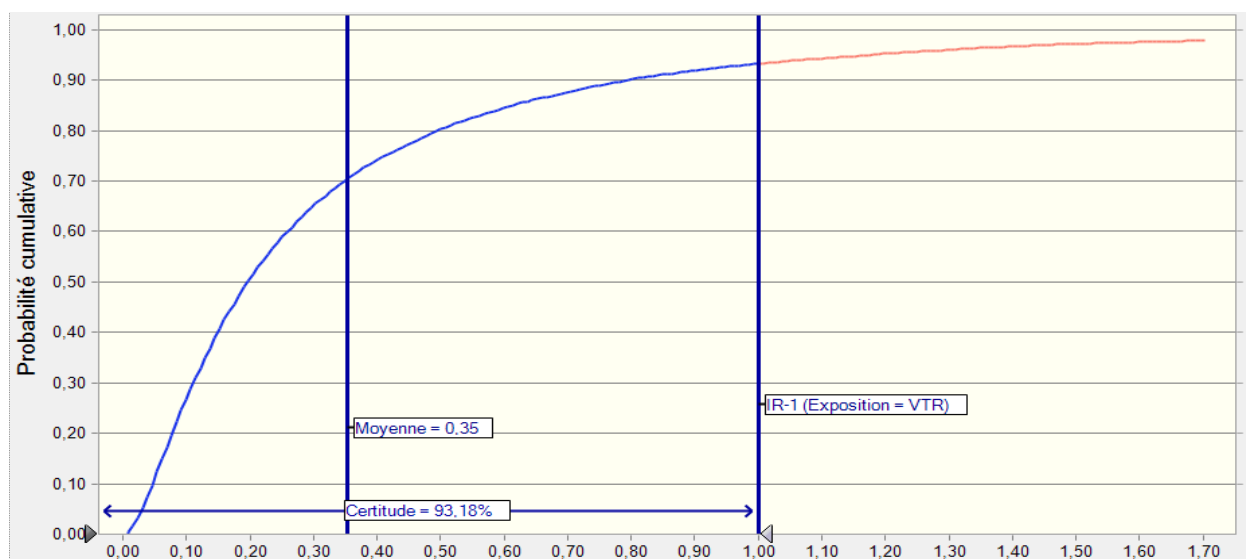
La moyenne de chaque distribution d'indice de risque générée par simulation de Monte Carlo a été identifiée comme étant un IR moyen. De plus, la proportion des doses d'exposition dépassant celle liée à l'effet critique de chaque contaminant à la base de la détermination de sa VTR a été estimée en identifiant le centile d'exposition correspondant à la valeur du POD. Cette valeur a été calculée comme étant le produit « VTR x Facteur d'incertitude total » dans le cas des substances avec seuil d'effet (As et Cd). Dans le cas du Pb, puisque la VTR est directement associée à l'effet critique, c'est le centile d'exposition correspondant à la VTR comme telle qui permet d'estimer la proportion des doses d'exposition qui la dépassent. À titre d'exemple, la figure qui suit fait état d'un IR moyen de 8,7 pour l'As et de 0,35 pour le Pb, lesquelles par ailleurs se situent au 70^e centile de leur distribution respective. Le % de valeurs supérieures POD de l'As et à la VTR provisoire du Pb peut être apprécié par la partie rouge de la courbe.

Figure A7-2 Exemple de l'évaluation des distributions des indices de risque (IR) non cancérogène pour l'exposition des enfants âgés de 6 mois à 4 ans à l'As (A) et au Pb (B) présents dans les sols du quartier Notre-Dame

A)



B)



ANNEXE 8 MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DE L'IMPACT DES CONCENTRATIONS DANS L'AIR AMBIANT DE PLOMB SUR LA PLOMBÉMIE DES ENFANTS À L'AIDE DU MODÈLE IEUBK

Le modèle IEUBK a été élaboré et validé dans les années 1990 pour simuler la cinétique du plomb dans l'organisme humain suivant des expositions d'origine environnementale (130,131). Son accessibilité, sa simplicité d'utilisation et sa fiabilité sont à l'origine de son emploi très répandu depuis (132–145). Il prend en compte six sources environnementales pouvant contribuer, de manière continue, à l'exposition totale des enfants de 7 ans et moins au plomb : l'eau potable, l'air, le sol et les poussières, la peinture ainsi que les aliments. À partir des concentrations de plomb mesurées dans ces milieux et des taux de contact adéquats, le modèle permet de calculer, au moyen de jeux d'équations, une dose d'exposition totale absorbée par les poumons et le tractus gastro-intestinal. Cette exposition se traduit ultimement par une plombémie qui résulte des interactions dynamiques entre les sources environnementales, les voies d'exposition et la biocinétique du plomb dans l'organisme.

Similairement à l'approche suivie par Valcke *et al.* (146), ce modèle a d'abord été paramétré, dans le cas qui nous occupe, afin de reproduire la plombémie moyenne de 0,5 µg/dL dans la population des enfants âgés de 3 ans à 5 ans au Canada, tel que rapporté dans le cycle 6 (2018-2019) de l'Enquête canadienne sur les mesures de santé (ECMS) (33). Pour ce faire, les paramètres du tableau suivant ont été incorporés dans le modèle.

Tableau A8-1 Paramètres du modèle IEUBK ajustés pour correspondre à la plombémie de 0,5 µg/dL observée chez les enfants âgés de 3 ans à 5 ans rapportée dans le cycle 6 (2018-2019) de l'ECMS (33)

Paramètre du modèle IEUBK	Unité	IEUBK âge (ans)				
		0,5 – < 1	1 – 3	3 – 5	5 – 6	6 – 7
Concentration de plomb dans l'air ambiant ^A ; (% de la concentration dans l'air intérieur par rapport à l'air extérieur ^B)	ng/m ³	2 ^A ; (30 ^B)				
Temps passé à l'extérieur ^C	hr/jour	1,7				
Taux de ventilation	m ³ /jour	4,4 ^D	6,9 ^C	6,9 ^C	11,6 ^D	11,6 ^D
Fraction d'absorption pulmonaire ^B	%	32 ^B				
Apport de plomb par l'alimentation ^E	µg/jour	2,3	1,94	1,94	2,96	2,96
Biodisponibilité orale à partir de l'eau et des aliments ^B ; sols ^B ; et poussières ^F	%	50; 30; 26				

Tableau A8-1 Paramètres du modèle IEUBK ajustés pour correspondre à la plombémie de 0,5 µg/dL observée chez les enfants âgés de 3 ans à 5 ans rapportée dans le cycle 6 (2018-2019) de l'ECMS (33) – suite

Paramètre du modèle IEUBK	Unité	IEUBK âge (ans)				
		0,5 – < 1	1 – 3	3 – 5	5 – 6	6 – 7
Taux de consommation d'eau potable ^D	L/jour					
Concentration de plomb dans l'eau potable ^G	µg/L	1				
Facteur de pondération de l'ingestion de sol/poussière ^B	%	45				
Concentration de plomb dans le sol à l'extérieur ^H	µg/g	20				
Absorption totale de poussière + sol ^C	g/jour	0,02	0,085	0,085	0,035	0,035
Taux de plomb dans le sang de la mère à l'accouchement ^I	µg/dL	0,6				

^A Santé Canada, 2013 (147).

^B IEUBK default.

^C INSPQ, 201 (70).

^D Manuel sur les facteurs d'exposition spécifiques aux enfants, U.S. EPA, 2008 (68).

^E Basé sur une diminution de 25 % de la moyenne géométrique des plombémies des enfants âgés de 3 ans à 5 ans dans l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé entre 2015 et 2021 (de 0,67 à 0,5 µg/dL, Santé Canada, (33)), qui a été appliquée aux données d'ingestion utilisées par Valcke *et al* (146) pour générer la plombémie de 0,67 µg/dL mesurée en 2015.

^F Deshommes *et al.* (133).

^G Valeur approximative basée sur un avis scientifique de l'INSPQ (148).

^H Données ajustées pour correspondre à la valeur cible de la plombémie.

^I Plombémie des femmes en âge de procréer dans l'Enquête canadienne sur les mesures de la santé, communication personnelle de S. Karthikeyan, Santé Canada, septembre 2019.

Par la suite, la concentration dans l'air entrée dans le modèle a été fixée aux valeurs du 95^e centile des concentrations observées en 2019-2021 ou modélisées selon le plan de la fonderie afin d'évaluer l'impact que de telles concentrations dans l'air pourraient avoir sur la plombémie. Autrement dit, il est assumé ici de manière prudente que, lors des dépassements observés ou modélisés du critère journalier de 350 ng/m³, la concentration de Pb dans l'air à laquelle les enfants de moins de 3-5 ans sont exposés de manière continue est celle correspondant au 95^e centile. Ceci est évidemment prudent dans la mesure où par définition, le 95^e centile d'une distribution de concentration sera observé que dans 5 % du temps et non pas de manière continue.

ANNEXE 9 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE RECENSÉES POUR DES EFFETS CANCÉRIGÈNES PAR INHALATION

Tableau A9-1 Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différents organismes reconnus pour l'arsenic par la voie d'inhalation

Organisme, année publication (référence)	RU ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce
OEHHA, 2011 (46)	$3,3 \times 10^{-3}$	Enterline <i>et al.</i> , 1987 (149)	Cancer du poumon	Humain
OMS, 2000 (32)	$1,5 \times 10^{-3}$	Viren et Silvers, 1994 (150)	Cancer du poumon	Humain
Santé Canada, 1993 (151)	$6,4 \times 10^{-3A}$	Higgins <i>et al.</i> , 1982 (152)	Cancer du poumon	Humain
TCEQ, 2013 (25)	$1,5 \times 10^{-4}$ ($2,1 \times 10^{-4}$) ^B	Enterline <i>et al.</i> , 1995 (153); Järup <i>et al.</i> , 1989 (154); Lubin <i>et al.</i> , 2008 (155).	Cancer du poumon	Humain
U.S. EPA IRIS, 1995 (20)	$4,3 \times 10^{-3}$	Brown et Chu, 1983 (156–158); Enterline et Marsh, 1982 (159); Higgins, 1982 (152); Lee-Feldstein, 1983 (160).	Cancer du poumon	Humain

^A Ce RU a été calculé par l'ESRTR en utilisant la concentration tumorigène à 5 % (DT0,05) la plus faible présentée dans le rapport de Santé Canada

^B Cette valeur correspond à l'intervalle de confiance (95 %) supérieure de la pente qui est rapportée dans le document de la TCEQ.

Tableau A9-2 Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différents organismes reconnus pour le cadmium par la voie d'inhalation

Organisme, année publication (référence)	RU ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce
OEHHA, 2011 (46)	$4,2 \times 10^{-3}$	Thun <i>et al.</i> , 1985 (127)	Cancer du poumon	Humain
Santé Canada, 1994 (161)	$9,8 \times 10^{-3A}$	Oldiges <i>et al.</i> , 1984, (162); Takenaka <i>et al.</i> , 1983 (163).	Cancer du poumon	Rat
TCEQ, 2016 (30)	$4,9 \times 10^{-4}$ ($1,0 \times 10^{-3}$) ^B	Park <i>et al.</i> , 2012 (164)	Cancer du poumon	Humain
U.S. EPA IRIS, 1987 (29)	$1,8 \times 10^{-3}$	Thun <i>et al.</i> , 1985 (127)	Cancer du poumon	Humain

^A Ce RU a été calculé par l'ESRTR en utilisant la concentration tumorigène à 5 % (DT0,05) rapportée dans l'évaluation de Santé Canada.

^B Cette valeur correspond à l'intervalle de confiance (95 %) supérieure de la pente qui est rapportée dans le document de la TCEQ.

Tableau A9-3 Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différents organismes reconnus pour le nickel par la voie d'inhalation

Organisme, année publication (référence)	RU ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce
OEHHA, 2011 (46)	$2,6 \times 10^{-4}$	Chovil <i>et al.</i> , 1981 (165); Roberts <i>et al.</i> , 1984 (166); Muir <i>et al.</i> , 1985 (167)	Cancer du poumon	Humain
OMS, 2000 (32)	$3,8 \times 10^{-4}$	Andersen, 1992 (168); Andersen <i>et al.</i> , 1996 (169)	Cancer du poumon	Humain
Santé Canada, 1993 (170)	$1,3 \times 10^{-3A}$	Doll <i>et al.</i> , 1990 (171)	Cancer du poumon	Humain
TCEQ, 2013 (37)	$1,7 \times 10^{-4}$ ($3,2 \times 10^{-4}$) ^B	Grimsrud <i>et al.</i> 2003 (172); Enterline et Marsh 1982 (173)	Cancer du poumon	Humain
U.S. EPA IRIS, 1995 (43,174)	$2,4 \times 10^{-4C}$ $4,8 \times 10^{-4D}$	Enterline et Marsh, 1982 (173); Chovil <i>et al.</i> , 1981 (165); Peto <i>et al.</i> , 1984 (175); Magnus <i>et al.</i> , 1982 (176)	Cancer du poumon	Humain

^A Ce RU a été calculé par l'ESRTR en utilisant la concentration tumorigène à 5 % (DT0,05) la plus faible présentée dans le rapport de Santé Canada.

^B Cette valeur correspond à l'intervalle de confiance (95 %) supérieure de la pente qui a été calculée par l'ESRTR.

^C Cette valeur correspond au risque unitaire pour la poussière de raffinerie de nickel (nickel refinery dust) dérivé par la U.S. EPA.

^D Cette valeur correspond au risque unitaire pour le sous-sulfure de nickel dérivé par la U.S. EPA.

Tableau A9-4 Risque unitaire (RU) proposé par un organisme reconnu pour le plomb par la voie d'inhalation

Organisme, année publication (référence)	RU ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁻¹	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce
OEHHA, 2011 (46)	$1,2 \times 10^{-5}$	Azar <i>et al.</i> , 1973 (177)	Cancer de rein	Rat

ANNEXE 10 REVUE RAPIDE DE LA LITTÉRATURE RÉCENTE SUR LES INTERACTIONS ENTRE LE CD ET L'AS POUR LE CANCER ET LE PB ET L'AS POUR LE DÉVELOPPENT COGNITIF DE L'ENFANT

Introduction et méthodologie

Le but de cette analyse sommaire est de définir le concept d'interaction ainsi que d'évaluer la présence d'évidences de synergies entre l'As et le Cd pour le cancer ainsi que l'As et le Pb pour la cognition chez l'enfant. Pour l'analyse des interactions, trois documents de synthèse ont été révisés. Le premier document est une recension produite par l'ATSDR en 2004. Ce document visait précisément à comprendre les interactions de type synergique, antagoniste ou additif d'une combinaison d'éléments. Ces éléments comprenaient, entre autres, le Cd, l'As et le Pb. Le deuxième document était celui de l'IARC (CIRC) de l'Organisation mondiale de la Santé, publié en 2012, portant sur l'évaluation de la cancérogénicité de plusieurs métaux dont l'As et le Cd. Le document a été consulté afin d'évaluer s'il y avait d'autres évidences d'interaction entre le Cd et l'As sur la genèse du cancer. Pour détecter s'il y avait une interaction entre le Pb et l'As sur la cognition, la méta-analyse de Heng *et al.* (2022), qui a précédemment été identifiée dans une autre stratégie de recherche, a aussi été utilisée (voir [annexe 4](#)). Cette méta-analyse, portant sur les métaux et la cognition chez l'enfant, ciblait les pays à revenu moyen et élevé. Les études primaires de cette méta-analyse ont aussi été révisées pour détecter celles qui avaient analysé à la fois le Pb et l'As. Une approche « boule de neige » a aussi été utilisée pour identifier toutes les études citées dans ces articles primaires qui portaient sur le Pb et l'As.

Cette approche documentaire vise à être la plus systématique et la plus exhaustive possible, le but étant de faire une évaluation globale et un portrait des connaissances scientifiques et non une sélection partielle des études. Pour les interactions qui portent sur la cancérogénicité entre le Cd et l'As, il est probable que la majorité des études pertinentes aient été identifiées par l'IARC et l'ATSDR, surtout pour les humains. En effet, plusieurs études ont déjà été effectuées chez les travailleurs exposés de manière importante à l'As et au Cd. Il est peu probable qu'une étude additionnelle ne change radicalement les observations déjà faites en ce sens. En ce qui a trait au développement cognitif chez l'enfant et l'interaction entre le Pb et l'As, les études ont porté sur les pays à revenu moyen et faible. La recension n'a pas porté sur les pays à revenu élevé (Heng *et al.*, 2022). Toutefois, les expositions à l'As étaient très élevées dans les études recensées par Heng *et al.* (2022). Ainsi, en théorie, il est plus facile d'observer des interactions dans ces contextes. Par contre, il est probable que certaines études portant à la fois sur l'As et le Pb sur le développement cognitif n'aient pas été identifiées par cette stratégie. Par ailleurs, il est possible que les effets du Pb et de l'As soient modifiés dans des pays à revenu élevé où les enfants sont généralement moins vulnérables.

Analyse sommaire de la littérature sur les interactions

L'interaction est définie ici comme la non-équivalence de l'effet de deux composés présents simultanément à la somme des deux produits lorsque présents indépendamment, et ce, pour des effets épidémiologiques et toxicologiques. Ainsi, avec deux substances présentes, une interaction signifierait que les effets combinés seraient différents de la somme des effets individuels de ces substances. On note généralement trois types d'interactions en toxicologie : la synergie (ou supra-additivité) où l'effet combiné de deux substances est plus grand que la somme des effets de chacune prise individuellement; la potentialisation, où la présence d'une substance sans effet particulier augmente l'action d'une autre par rapport à si la première substance n'est pas présente; et l'antagonisme, où la présence d'une substance diminue l'effet toxique d'une autre.

Dans un contexte où il y a un dépassement des normes pour au moins trois éléments, c'est-à-dire le cadmium, l'arsenic et le plomb, la possibilité qu'il y ait une interaction entre ceux-ci doit être considérée. Par exemple, étant donné que l'arsenic et le cadmium peuvent individuellement causer des cancers du poumon, l'hypothèse d'interactions supra-additive sous-tend que la présence simultanée des deux substances entraîne plus de cancers du poumon que la somme du nombre de cancers attendus avec chaque substance prise individuellement. La même logique s'applique aussi pour l'arsenic et le plomb en ce qui a trait à l'impact sur le quotient intellectuel. Cette analyse pourrait se faire à la fois sur des études épidémiologiques et des études toxicologiques.

En épidémiologie, les interactions sont analysées sous l'angle biostatistique, généralement sans considération des mécanismes sous-jacents. De plus, habituellement, pour observer une interaction entre deux composés en épidémiologie, un effet avec une des deux substances doit être observé. Comme tous les éléments qui produisent un effet suivant une forme de courbe dose-réponse, les effets seront rarement observés si l'exposition est très faible. En toxicologie, les interactions sont souvent étudiées à l'aide de modèles divers pour comprendre les mécanismes d'action des différents éléments. Généralement, les doses administrées dans les études toxicologiques doivent être assez importantes pour observer un effet.

Une recension de l'ATSDR (2004) a regardé spécifiquement les interactions entre certains métaux, dont le plomb, l'arsenic et le cadmium. L'ATSDR a évalué les différentes études animales et humaines en évaluant à la fois les mécanismes d'actions, l'effet additif et les interactions (soit de l'antagonisme, de la synergie ou de la potentialisation). La grande majorité des études analysées par l'ATSDR ont démontré qu'il y avait peu d'interactions entre les différents métaux, celles-ci étant parfois antagonistes et parfois synergiques. La majorité des effets évalués dans cette étude semblaient être additifs. Les auteurs de cette étude avaient conclu qu'il y avait des évidences de synergies entre le plomb et l'arsenic sur les fonctions cognitives. L'évidence était basée sur deux études réalisées par le même groupe de chercheurs analysant plusieurs métaux,

dont l'arsenic et le plomb dans les cheveux des enfants au Wyoming (Marlowe *et al.*, 1985; Moon *et al.*, 1985). Dans ces études, les concentrations d'arsenic, d'aluminium, de plomb, de cadmium et de mercure dans les cheveux des enfants étaient élevées. Des interactions multiples pour les différentes échelles de cognition et de comportement ont été notées.

Cinq autres études plus récentes ont porté sur l'impact de l'arsenic sur les fonctions cognitives et présentaient également des données d'exposition sur le plomb (Calderon *et al.*, 2001; Rocha-Amador *et al.*, 2007; Rodriguez *et al.*, 2016; Rosado *et al.*, 2007; Roy *et al.*, 2011)³⁷. Deux de ces études ne visaient cependant pas spécifiquement à détecter s'il y a un effet d'interaction statistique entre le plomb et l'arsenic sur les fonctions cognitives (Rocha-Amador *et al.*, 2007; Rosado *et al.*, 2007). Pour les études qui ont analysé les interactions, deux n'ont pas détecté d'interaction significative (Calderon *et al.*, 2001; Roy *et al.*, 2011). Une étude a détecté une interaction entre la plombémie et l'exposition à l'arsenic dans l'eau pour une mesure de cognition chez les très jeunes enfants au Bangladesh. Par contre, les auteurs mettent en garde contre la surinterprétation de ce résultat, étant donné que cette interaction a seulement été notée dans un des deux villages à l'étude, soit celui où les expositions au plomb étaient les plus faibles (Rodrigues *et al.*, 2016). Ces auteurs n'ont pas contrôlé pour le pica, qui était assez élevé dans le village en question (23,8 % des enfants). Le pica est d'ailleurs à la fois associé à l'exposition aux métaux, dont le plomb et à la malnutrition, celle-ci étant aussi associée à une baisse de Q.I. (Pizzol *et al.*, 2021). Il est important de spécifier que les associations entre l'exposition à l'arsenic et les fonctions cognitives n'étaient pas toujours présentes dans ces études. Lorsqu'elles étaient présentes, elles étaient d'une ampleur moindre que celles observées dans l'étude qui a servi de base pour les calculs des valeurs toxicologiques de référence proposées par l'OEHA en 2014 (Wasserman *et al.*, 2004). Selon les auteurs de l'ATSDR, parmi les études qui touchaient l'arsenic et le plomb, une étude a aussi démontré un effet d'interaction au niveau de la distribution des métaux (Mejía *et al.*, 1997). Lorsque des doses importantes d'arsenic et de plomb étaient administrées à des souris, les concentrations tissulaires dans les différentes régions cérébrales étaient généralement augmentées pour le plomb et diminuées pour l'arsenic par rapport à une administration à dose égale d'un de ces deux métaux dans d'autres groupes de souris. Ainsi, cette étude suggère que l'arsenic pourrait potentialiser les effets délétères du plomb à travers une plus grande accumulation de plomb au cerveau. Il est à noter que cette étude a seulement mesuré les concentrations de plomb dans les tissus et non les effets sur la santé.

En conclusion, plusieurs études ont aussi été conduites pour les impacts sur le Q.I. chez les enfants lorsque ceux-ci étaient exposés à la fois à l'arsenic et au plomb. À haute dose, l'accumulation cérébrale du plomb peut être modulée par l'arsenic et vice versa. Par contre, pour

³⁷ Trois de ces études étaient citées dans la recension systématique de Heng *et al.* (2022) – Rocha-Amador *et al.*, 2007; Rosado *et al.*, 2007; Roy *et al.*, 2011) et deux études ont été trouvées à travers une stratégie « boule de neige » à partir des références de Heng *et al.* (2022) – Calderon *et al.*, 2001; Rodriguez *et al.*, 2016.

l'instant, l'ensemble de la littérature scientifique recensée est équivoque en ce qui concerne la possible interaction entre l'arsenic et le plomb sur la cognition. Par ailleurs, la littérature ne relève pas d'étude qui aurait démontré une synergie entre l'arsenic et d'autres métaux sur le cancer (ATDSR, 2004; IARC, 2012). Ceci dit, il est possible que des interactions délétères entre les différents métaux et le cancer existent vraiment. Si tel est le cas, il est probable que ceux-ci ne sont pas d'une très grande ampleur, car leurs effets auraient déjà été observés dans les études épidémiologiques et de laboratoire.

Références

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2004). *Interaction profile for: Arsenic, Cadmium, Chromium and Lead*. <https://www.atsdr.cdc.gov/interactionprofiles/ip-metals1/ip04-p.pdf>
- Calderón, J., Navarro, M. E., Jimenez-Capdeville, M. E., Santos-Diaz, M. A., Golden, A., Rodriguez-Leyva, I., Borja-Aburto, V. et Díaz-Barriga, F. (2001). Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. *Environ Res*, 85(2), 69-76. doi: 10.1006/enrs.2000.4106
- Heng, Y. Y., Asad, I., Coleman, B., Menard, L., Benki-Nugent, S., Hussein Were, F., Karr, C. J. et McHenry, M. S. (2022). Heavy metals and neurodevelopment of children in low and middle-income countries: A systematic review. *PLoS One*, 17(3), e0265536. doi : 10.1371/journal.pone.0265536
- International Agency for Research on Cancer (2012). *Arsenic, metals, fibres, and dusts. Volume 100 C – A review of human carcinogens*. <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono100C.pdf>
- Marlowe, M., Cossairt, A., Moon, C., Errera, J., MacNeel, A., Peak, R., Ray, J. et Schroeder, C. (1985). Main and interaction effects of metallic toxins on classroom behavior. *J Abnorm Child Psychol*, 13(2), 185-98. doi: 10.1007/BF00910641
- Mejía, J. J., Díaz-Barriga, F., Calderón, J., Ríos, C. et Jiménez-Capdeville, M. E. (1997). Effects of lead-arsenic combined exposure on central monoaminergic systems. *Neurotoxicol Teratol*, 19(6), 489-97. doi: 10.1016/s0892-0362(97)00066-4
- Moon, C., Marlowe, M., Stellern, J. et Errera, J. (1985). Main and interaction effects of metallic pollutants on cognitive functioning. *J Learn Disabil*, 18(4), 217-21. doi: 10.1177/002221948501800407
- Pizzol, D., Tudor, F., Racalbuto, V., Bertoldo, A., Veronese, N., Smith, L.. (2021) Systematic review and meta-analysis found that malnutrition was associated with poor cognitive development. *Acta Paediatr*, 110(10):2704-2710. doi: 10.1111/apa.15964
- Rocha-Amador, D., Navarro, M. E., Carrizales, L., Morales, R. et Calderón, J. (2007). Decreased intelligence in children and exposure to fluoride and arsenic in drinking water. *Cad Saude Publica*, 23 Suppl 4, S579-87. doi : 10.1590/s0102-311x2007001600018
- Rodrigues, E. G., Bellinger, D. C., Valeri, L., Hasan, M. O., Quamruzzaman, Q., Golam, M., Kile, M. L., Christiani, D. C., Wright, R. O. et Mazumdar, M. (2016). Neurodevelopmental outcomes among 2- to 3-year-old children in Bangladesh with elevated blood lead and exposure to arsenic and manganese in drinking water. *Environ Health*, 44. doi: 10.1186/s12940-016-0127-y

- Rosado, J. L., Ronquillo, D., Kordas, K., Rojas, O., Alatorre, J., Lopez, P., Garcia-Vargas, G., Del Carmen Caamaño, M., Cebrián, M. E. et Stoltzfus, R. J. (2007). Arsenic exposure and cognitive performance in Mexican schoolchildren. *Environ Health Perspect*, 115(9), 1371-5. doi: 10.1289/ehp.9961
- Roy, A., Kordas, K., Lopez, P., Rosado, J. L., Cebrian, M. E., Garcia-Vargas, G., Ronquillo, D., et Stoltzfus, R. J. (2011). Association between arsenic exposure and behavior among first-graders from Torreón, Mexico. *Environ Res*, 111(5), 670-6. doi: 10.1016/j.envres.2011.03.003
- Wasserman, G. A., Liu, X., Parvez, F., Ahsan, H., Factor-Litvak, P., van Geen, A., Slavkovich, V., Lolacono, N. J., Cheng, Z., Hussain, I., Momotaj, H. et Graziano, J. H. (2004). Water arsenic exposure and children's intellectual function in Araihaazar, Bangladesh. *Environ Health Perspect*, 112(13), 1329-33. doi: 10.1289/ehp.6964

ANNEXE 11 NORMES D'ÉMISSION ET DE QUALITÉ DE L'ATMOSPHÈRE DE GFH ET CONTAMINANTS REJETÉS QUI FONT L'OBJET D'UNE NORME DE L'ANNEXE K DU RAA OU D'UN CRITÈRE DE QUALITÉ DE L'ATMOSPHÈRE

Les normes d'émissions auxquelles est assujettie GFH sont essentiellement reprises des articles 184 à 193 du RAA, lesquels s'appliquent uniquement aux rejets de SO₂, d'acide sulfurique, de mercure et de particules totales des usines de production de cuivre ou de zinc (10). GFH n'est pas tenu de respecter les normes de qualité de l'atmosphère prévues à l'annexe K du RAA en raison de son statut d'installation existante avant l'entrée en vigueur du règlement. L'AA prévoit toutefois des normes de qualité de l'atmosphère, moins strictes que celles du RAA, pour l'As mesuré à la station légale et pour le SO₂ mesuré dans le périmètre urbain de RN (voir tableau ci-dessous).

Tableau A11-1 Principales normes d'émission atmosphérique et d'air ambiant auxquelles GFH est assujettie en vertu de l'attestation d'assainissement n° 201708002 (20 novembre 2017)

Normes d'émissions
Efficacité d'épuration (usine d'acide sulfurique) de SO₂ de 96 % à la cheminée 4; Un maximum de 0,075 kilogrammes d'acide sulfurique (incluant le SO₃) par tonne d'acide sulfurique calculée à 100 %; Un maximum de 10 % de soufre intrant émis en SO₂ aux cheminées 2 et 4; Un maximum de 2 grammes de mercure émis aux cheminées 2 et 4 par tonne d'anodes produites; Un maximum de 0,6 kilogrammes de particules émis à la cheminée 2 par tonne d'intrants; Un maximum de 30 milligrammes de particules / m³ R de gaz sec.
Normes de qualité de l'atmosphère
Moyenne annuelle en arsenic de 200 ng/m³ à la station légale située à la limite entre GFH et le QND (ALSTP1) jusqu'au 19 novembre 2021^A; Moyenne annuelle en arsenic de 100 ng/m³ à la station légale située à la limite entre GFH et le QND (ALSTP1) à partir du 20 novembre 2021^A; Moyenne horaire de 890 µg/m³ (0,34 ppm) de SO₂ à sept stations situées dans le périmètre urbain de RN (hors QND)^B; Moyenne journalière de 288 µg/m³ (0,11 ppm) de SO₂ à sept stations situées dans le périmètre urbain de RN (hors QND)^C; Moyenne annuelle de 52 µg/m³ (0,02 ppm) de SO₂ à sept stations situées dans le périmètre urbain de RN (hors QND)^D.

R Constante des gaz parfaits.

^A La norme prescrite à l'annexe K du RAA est de 3 ng/m³.

^B À noter que la norme horaire du RAA pour le SO₂ émis par les usines de production de cuivre ou de zinc (article 184) est de 0,21 ppm. Puisque GFH est une installation existante, la norme horaire de SO₂ est de 0,34 ppm (article 184 et AA actuelle); cette valeur peut être dépassée jusqu'à 18 fois dans une année, mais jamais au-delà de 0,5 ppm (9). Une norme de 4 minutes de 1 050 µg/m³ (0,40 ppm) est aussi incluse à l'annexe K du RAA, mais GFH n'est pas tenu de s'y conformer;

^C Il s'agit de la même norme que celle prescrite à l'annexe K du RAA (288 µg/m³).

^D Il s'agit de la même norme que celle prescrite à l'annexe K du RAA (52 µg/m³).

Tableau A11-2 Contaminants émis par GFH ou potentiellement émis par GFH pour lesquels une norme de qualité de l'atmosphère est prescrite à l'annexe K^A ou pour lesquels un critère de qualité de l'atmosphère a été déterminé par le MELCC

Contaminant	Valeur	Unité	Période	Norme ou critère
Antimoine	170	ng/m ³	Annuelle	Norme
Argent	230	ng/m ³	Annuelle	Norme
Arsenic	3	ng/m ³	Annuelle	Norme
Baryum	50	ng/m ³	Annuelle	Norme
Béryllium	0,4	ng/m ³	Annuelle	Norme
Cadmium	3,6	ng/m ³	Annuelle	Norme
Chlore	0,5	µg/m ³	Annuelle	Critère
Chlore	30	µg/m ³	4 minutes	Critère
Chlorure d'hydrogène	20	µg/m ³	Annuelle	Norme
Chlorure d'hydrogène	1 050	µg/m ³	4 minutes	Norme
Chrome trivalent	100	ng/m ³	Annuelle	Norme
Chrome hexavalent	4	ng/m ³	Annuelle	Norme
Cobalt	100	ng/m ³	Annuelle	Critère
Cuivre	2,5	µg/m ³	Journalière (24 h)	Norme
Dioxines et furanes	0,00006	ng/m ³	Annuelle	Norme
Dioxyde d'azote	103	µg/m ³	Annuelle	Norme
Dioxyde d'azote	207	µg/m ³	Journalière (24 h)	Norme
Dioxyde d'azote	414	µg/m ³	Horaire (1 h)	Norme
Dioxyde de soufre (SO ₂)	52	µg/m ³	Annuelle	Norme
Dioxyde de soufre (SO ₂)	288	µg/m ³	Journalière (24 h)	Norme
Dioxyde de soufre (SO ₂)	1 050	µg/m ³	4 minutes	Norme
Étain	0,1	µg/m ³	Annuelle	Critère
Étain	2	µg/m ³	4 minutes	Critère
Manganèse*	25	ng/m ³	Annuelle	Critère
Mercuré	5	ng/m ³	Annuelle	Norme
Monoxyde de carbone	12 700	µg/m ³	8 heures	Norme
Monoxyde de carbone	34 000	µg/m ³	Horaire (1 h)	Norme

Tableau A11-2 Contaminants émis par GFH ou potentiellement émis par GFH pour lesquels une norme de qualité de l'atmosphère est prescrite à l'annexe K^A ou pour lesquels un critère de qualité de l'atmosphère a été déterminé par le MELCC (suite)

Contaminant	Valeur	Unité	Période	Norme ou critère
Nickel*	20	ng/m ³	Annuelle	Norme
Nickel*	70	ng/m ³	Journalière (24 h)	Norme
Particules fines (PM _{2,5})	30	µg/m ³	Journalière (24 h)	Norme
Particules totales	120	µg/m ³	Journalière (24 h)	Norme
Plomb	100	ng/m ³	Annuelle	Norme
Sélénium	2	µg/m ³	Horaire (1 h)	Critère
Tellure	1	µg/m ³	Horaire (1 h)	Critère
Thallium	250	ng/m ³	Annuelle	Norme
Vanadium	1	µg/m ³	Annuelle	Norme
Zinc	2,5	µg/m ³	Journalière (24 h)	Norme

A À l'égard des nouvelles installations, incluant les installations existantes qui ont augmenté leur capacité de production.

* Mesuré dans les PM₁₀; les nouvelles normes pour le nickel n'ont pas encore été intégrées au RAA, mais elles sont officiellement adoptées depuis le 28 avril 2022 (48,178).

ANNEXE 12 VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE RECENSÉES POUR DES EFFETS NON CANCÉRIGÈNES PAR INGESTION

Les RfD recensées pour l'arsenic vont de 0,0035 à 0,3 µg/kg p.c. par jour (voir tableau de la page suivante). La valeur plus faible et plus récente a été proposée par l'OEHHA (17) en 2014. L'étude de Wasserman *et al.* (22) chez des enfants du Bangladesh exposés à l'eau potable est à la base de cette VTR. Le point de départ est associé à une diminution d'un point de Q.I. et à un facteur d'incertitude total de 30 pour obtenir la RfD de 0,0035 µg/kg p.c. par jour. Cette VTR a été retenue par l'ESRTR pour l'évaluation de risque par ingestion des sols contaminés. Le rapport de l'ATSDR (24) en 2007 a souligné qu'en plus de l'étude de Wasserman *et al.* (2004), d'autres données suggèrent que l'exposition à l'arsenic peut être associée à des déficits intellectuels chez les enfants. L'ATSDR rapporte un point de départ (POD) pour cette étude de 5 µg/kg/ jour. Toutefois, ils ont utilement retenu les problèmes de peau comme effet critique signalés dans plusieurs autres études, probablement à cause des données plus solides et cohérentes ayant des relations dose-réponse plus claires. En fait, les études clés retenues par l'ATSDR (24) et la U.S. EPA (20) sont des études épidémiologiques réalisées à Taiwan ayant rapporté des problèmes de peau et des complications vasculaires. Le POD utilisé par les deux organismes est un NOAEL de 0,9 µg/kg/jour et un facteur d'incertitude de 3 pour la variabilité interspèce a été appliqué.

Tableau A12-1 Doses de références (RfD) proposées par différents organismes pour une exposition chronique pour l'arsenic

Organisme, année publication (référence)	RfD (µg/kg p.c. par jour)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce	Point de départ Facteurs d'incertitude
OEHHA, 2014 (17)	0,0035	Wasserman <i>et al.</i> , 2004 (22)	Diminution d'un point de Q.I.	Humain	LOAEL : 2,27 µg/L (POD _{ADJ} : 0,105 µg/kg p.c. par jour) FI total : 30 (FI_H : 10; FI_L : 3)
ATSDR, 2007 (24)	0,3	Tseng <i>et al.</i> , 1968 (179) Tseng <i>et al.</i> , 1977 (180)	Hyperpigmentation, kératose et complications vasculaires possibles	Humain	NOAEL : 9 µg/L (POD _{ADJ} : 0,8 µg/kg p.c. par jour) FI total : 3 (FI_H : 3)
U.S. EPA IRIS, 1991 (20)	0,3	Tseng <i>et al.</i> , 1968 (179) Tseng <i>et al.</i> , 1977 (180)	Hyperpigmentation, kératose et complications vasculaires possibles	Humain	NOAEL : 9 µg/L (POD _{ADJ} : 0,8 µg/kg p.c. par jour) FI total : 3 (FI_H : 3)

En ce qui concerne le Cd, huit organismes reconnus ont dérivé une RfD. Les valeurs vont de 0,1 à 0,8 µg/kg p.c. par jour (voir tableau de la page suivante). L'ensemble des valeurs ont été dérivées à partir des études chez l'humain sur les effets rénaux. La VTR la plus conservatrice proposée par l'ATSDR (18) en 2012 et par le Minnesota Department of Health (MDH) (71) de 0,1 µg/kg p.c. par jour a été retenue par l'ESRTR pour l'évaluation de risque par l'exposition aux sols contaminés.

Tableau A12-2 Doses de références (RfD) proposées par différents organismes pour une exposition chronique pour le cadmium

Organisme, année publication (référence)	RfD (µg/kg p.c. par jour)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce
ATSDR, 2012 (18)	0,1	Jarüp <i>et al.</i> , 2000 (123)	Protéines de faible poids moléculaire	Humain
EFSA, 2009 (121)	0,36	Analyse poolée de l'EFSA, 2009 (121) (35 études épidémiologiques)	β2-microglobuline (biomarqueur d'effets rénaux)	Humain
JECFA, 2021 (181,182)	0,83	Analyse poolée de l'EFSA, 2009 (121)	β2-microglobuline (biomarqueur d'effets rénaux)	Humain
Santé Canada, 2020 (183)	0,83	JECFA, 2011 (89)	B2-microglobuline (biomarqueur d'effets rénaux)	Humain
U.S. EPA IRIS, 1987 (29)	0,5	U.S. EPA, 1985 (184)	Protéinurie	Humain
Anses, 2017 (185)	0,35	Engström <i>et al.</i> , 2011, 2012 (186,187)	Risque d'ostéoporose ou de fractures osseuses	Humain
MDH, 2015 (71)	0,11	Jarüp <i>et al.</i> , 2000 (123)	Protéines de faible poids moléculaire	Humain
OEHHA, 2008 (125)	0,5	U.S. EPA, 1985 (184)	Protéinurie	Humain

Enfin, concernant le Pb, c'est la VTR provisoire de Santé Canada (2021) (72), associée à la diminution de 1 point de Q.I., qui a été utilisée (tableau de la page suivante). La VTR proposée par le RIVM (113) n'a pas été retenue, étant donné que le JECFA et l'EFSA (188,189) ont retiré cette valeur dans leurs évaluations plus récentes, car cette valeur n'est plus considérée comme protectrice pour la santé. Notons qu'en modélisant à l'aide de IEUBK une exposition accrue de 0,5 µg/kg p.c. par jour par ingestion par rapport au bruit de fond, tel que décrit à l'[annexe 8](#), une plombémie augmentée d'environ 1 µg/dL a été obtenue pour les enfants de 1 an à 3 ans. Ceci appuie la justesse de la VTR de Santé Canada sur la base de la relation de perte de 1 point de Q.I. pour chaque µg/dL de plombémie supplémentaire (5,72,74,190).

Tableau A12-3 Valeur toxicologique de référence (VTR) proposée par différents organismes pour une exposition chronique pour le plomb

Organisme, année publication (référence)	VTR (µg/kg p.c. par jour)	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce
Santé Canada, 2021 ^A (72)	0,5	EFSA, 2013 (188) basé sur Lanphear <i>et al.</i> , 2005 (191)	Diminution d'un point de Q.I.	Humain
RIVM, 2001 ^B (113)	3,6	JECFA, 1995 (192)	Effets développementaux	Humain

^A Santé Canada propose une VTR provisoire qui est associée à la diminution de 1 point de Q.I. Santé Canada mentionne qu'aucun seuil d'effet n'a pu être établi pour les effets neurodéveloppementaux du plomb.

^B Le RIVM a retenu la dose de référence proposée par le JECFA en 1995. Par contre, le JECFA et l'EFSA ont retiré cette valeur, puisqu'il ne semble pas y avoir un seuil pour les effets néfastes du plomb.

Centre de référence
et d'expertise



www.inspq.qc.ca

*Institut national
de santé publique*

Québec

