

Évaluation du risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air de la ville de Rouyn-Noranda

JUIN 2022

AVIS SCIENTIFIQUE

AUTEURS

Mathieu Valcke, conseiller scientifique spécialisé
Gabriela Ponce, conseillère scientifique
Marie-Hélène Bourgault, conseillère scientifique
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

RÉVISION PAR LES PAIRS

Stéphane Perron, médecin spécialiste
Direction de la santé environnementale, au travail et de la toxicologie

Fabien Gagnon, médecin spécialiste
Direction de santé publique de Laval

Audrey Smargiassi, professeure
École de santé publique de l'Université de Montréal

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

Les auteurs, les membres du comité scientifique 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

Aurélié 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 – 3^e trimestre 2022
Bibliothèque et Archives nationales du Québec
ISBN : 978-2-550-92209-4 (PDF)

© Gouvernement du Québec (2022)

AVANT-PROPOS

Ce document présente une évaluation du risque cancérigène pour la population de Rouyn-Noranda exposée par le passé aux concentrations d'arsenic et de cadmium se trouvant dans l'air (concentrations documentées entre 1991 et 2018).

Une nouvelle attestation d'assainissement est en voie d'être émise pour la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda. Il s'agit, pour l'autorité régionale de santé publique, d'une occasion de participer à une réévaluation de la cible d'émission des métaux dans une perspective de protection de la population. C'est dans ce contexte que l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) a produit le présent document à la demande de la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue.

Le document a été préparé par l'INSPQ dans le cadre du soutien scientifique qu'il fournit à cette direction de santé publique. L'INSPQ n'est pas partie prenante de la décision de fixer une nouvelle cible d'émission de métaux par la Fonderie Horne. La révision des cibles est basée sur un ensemble de facteurs et un ensemble de données dont celles relatives à l'évaluation des risques toxicologiques en lien avec les émissions.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	III
FAITS SAILLANTS	1
1 INTRODUCTION	2
1.1 Mise en contexte	2
1.2 Objectifs	2
2 MÉTHODOLOGIE	4
2.1 Estimation des concentrations d'exposition par inhalation	4
2.2 Estimation des doses d'exposition par ingestion	8
2.3 Recensement des valeurs toxicologiques de référence cancérigènes	9
2.4 Estimation du risque	10
3 RÉSULTATS	11
3.1 Concentrations d'exposition estimées	11
3.2 Risques unitaires par inhalation	14
3.3 Valeurs de risques unitaires par ingestion	17
3.4 Caractérisation du risque	18
4 DISCUSSION ET CONCLUSION	20
4.1 Rappel de l'approche	20
4.2 Contextualisation des résultats	20
4.3 Forces et limites	22
4.4 Conclusion	24
RÉFÉRENCES	25
ANNEXE 1 RECHERCHE ET COMPILATION DES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE RÉFÉRENCE	32
ANNEXE 2 RISQUES UNITAIRES POUR L'ARSENIC PAR INGESTION	36
ANNEXE 3 RISQUE CANCÉRIGÈNE EN UTILISANT LES 90^{ES} CENTILES DES CONCENTRATIONS D'ARSENIC ET DE CADMIUM MESURÉES DANS L'AIR DE ROUYN-NORANDA	37

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Spécificités des scénarios d'exposition au regard des concentrations d'arsenic dans l'air prises en compte pour la présente évaluation.....	8
Tableau 2	Concentrations d'arsenic (As) et de cadmium (Cd) mesurées au cours des deux périodes à considérer aux fins des scénarios d'exposition et pour diverses combinaisons de stations d'échantillonnage du territoire de Rouyn-Noranda.....	12
Tableau 3	Concentrations d'exposition moyennes pondérées sur 70 ans estimée pour chacun des scénarios d'exposition du tableau 1	13
Tableau 4	Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différentes sources primaires et secondaires pour l'arsenic par la voie d'inhalation	14
Tableau 5	Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différentes sources primaires et secondaires pour le cadmium par la voie d'inhalation	16
Tableau 6	Risque de cancer pour les différents scénarios d'exposition par inhalation à l'arsenic (As) et au cadmium (Cd) évalués, séparément et en combinaison, en fonction des valeurs de risques unitaires (RU) émises par les divers organismes sanitaires recensés.....	18
Tableau A1-1	Sources de données primaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR.....	33
Tableau A1-2	Sources de données secondaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR	34
Tableau A1-3	Sources de données tertiaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR	35
Tableau A2-1	Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différentes sources pour l'arsenic par la voie d'ingestion.....	36
Tableau A3-1	Risque de cancer pour trois des cinq scénarios d'exposition par inhalation à l'arsenic (As) et au cadmium (Cd) évalués, séparément et en combinaison, en fonction des valeurs de risques unitaires (RU) émises par les divers organismes sanitaires recensés, en considérant le 90 ^e centile des concentrations mesurées.....	37

FAITS SAILLANTS

- Une attestation d'assainissement limite actuellement les émissions d'arsenic par la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda.
- Les émissions d'arsenic de la Fonderie Horne à Rouyn-Noranda excèdent la norme du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques.
- La Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue a sollicité l'Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques de l'INSPQ afin de réaliser une évaluation du risque cancérigène pour la population.
- Des concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air ont été documentées entre 1991 et 2018.
- Ces concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air continueront d'être présentes dans le futur à des niveaux dont l'ampleur demeure inconnue.
- Cinq scénarios d'exposition sur 70 ans à compter de 1991 ont été construits, pour la population de la ville de Rouyn-Noranda en général et du quartier Notre-Dame en particulier, sur la base d'hypothèses variables de réductions des émissions dans les années à venir.
- Pour tous les scénarios considérés, le risque de cancer dû à l'effet combiné de l'arsenic et du cadmium dans l'air excède la valeur considérée comme négligeable au Québec, soit un cas de cancer en excès sur un million de personnes exposées vie-durant.
- Selon les scénarios d'exposition, ce risque varie entre 1 et 61 cas sur 100 000 pour l'ensemble de la ville de Rouyn-Noranda et entre 1 et 87 cas sur 100 000 pour le quartier Notre-Dame uniquement.
- Les hautes concentrations mesurées entre 1991 et 2005 ont un impact majeur sur le risque calculé découlant de l'exposition évaluée entre 1991 et 2060.
- Le risque calculé varie principalement en fonction des différents risques unitaires proposés par les organismes sanitaires retenus.
- Il importe de poursuivre les actions visant l'abaissement des émissions d'arsenic et de cadmium le plus près possible de la norme réglementaire, en particulier pour l'arsenic, en vue de mitiger le risque de cancer attribuable à ces émissions. Ceci est d'autant plus pertinent étant donné que les émissions en question contribuent à la contamination des sols auxquels les jeunes enfants sont particulièrement exposés.
- Toutes les actions visant la réduction des émissions auront un impact positif sur le risque cancérigène futur des plus jeunes et des prochaines générations.

1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

La Fonderie Horne de Rouyn-Noranda est une usine de traitement du cuivre dont les activités l'amènent à rejeter de l'arsenic (As) et du cadmium (Cd), entre autres, dans l'air ambiant. Ces deux métaux sont des cancérigènes pour l'humain, notamment en vertu de leur potentiel à causer le cancer du poumon, selon le Centre international de Recherche sur le Cancer – CIRC (1,2). Entre 1991 et 2004, les émissions d'As et de Cd ont été particulièrement élevées, culminant en 2000 pour l'As et en 1999 pour le Cd, avec des moyennes annuelles respectives de plus de 1000 et de 100 ng/m³. Par la suite, cette entreprise a été assujettie à des cibles décroissantes d'émissions moyennes annuelles d'As en vertu de diverses attestations d'assainissement (AA) délivrées par les instances gouvernementales. La dernière AA date de février 2018 et présente une cible de 100 ng/m³ à partir du 48^e mois suivant sa délivrance, sans toutefois donner plus de détails sur le raisonnement sous-tendant cette valeur cible (3).

Au moment d'écrire ces lignes, une troisième attestation était en voie d'être émise, ce qui constitue, du point de vue de la Direction de santé publique, une occasion de réviser la cible d'émission d'As dans une perspective de protection de la population. C'est dans cette perspective que la Direction de santé publique de l'Abitibi-Témiscamingue (DSPu-AT) a sollicité l'Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques (ESRTR) de l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) afin de réaliser une évaluation du risque cancérigène pour la population de Rouyn-Noranda, exposée par le passé aux concentrations d'As et de Cd documentées dans l'air, et qui continuera de l'être dans le futur à des niveaux dont l'ampleur demeure inconnue.

1.2 Objectifs

L'objectif du présent avis est d'évaluer le risque cancérigène attribuable aux concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'air mesurées de 1991 à 2018, et présumées pour 2019-2060, pour la population de Rouyn-Noranda (RN) en général et du quartier Notre-Dame (QND) en particulier.

Afin d'atteindre cet objectif général, le présent travail se divise en cinq objectifs spécifiques. Chacun de ces objectifs constitue un jalon de l'approche méthodologique suivie et se décline comme suit :

- i) Calculer la moyenne des concentrations d'As et de Cd dans l'air de RN de 1991 à 2018 à partir des données de concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage désignées par la DSPu-AT.

- ii) Estimer une concentration moyenne pondérée d'exposition par inhalation sur 70 ans à l'As et au Cd dans l'air de RN et du QND à partir de 1991, en se basant sur les données obtenues au point i) ainsi que sur des scénarios de concentrations dans l'air de la ville après 2018.
- iii) Estimer l'exposition par ingestion de sols et de poussières contaminés par les dépôts d'As et de Cd émis dans l'air sur l'ensemble du territoire de RN.
- iv) Recenser les valeurs de risque unitaire cancérigène pour l'inhalation et l'ingestion d'As et de Cd proposées par les principaux organismes sanitaires reconnus.
- v) Évaluer le risque cancérigène résultant des expositions estimées aux points ii) et iii).

2 MÉTHODOLOGIE

Avant de commencer le travail d'évaluation du risque, quelques rencontres ont eu lieu avec les professionnels de la DSPu-AT afin de préciser l'objet du présent avis. Ainsi, des données brutes de concentrations d'As et de Cd dans des échantillons d'air ambiant prélevés sur le territoire de RN entre 1991 et 2018 ont été transférées à l'INSPQ par la DSPu-AT sous forme de fichier Excel. C'est à partir de ces données que le présent document a été élaboré. Ainsi, le risque cancérigène découlant de l'exposition aux émissions dans l'air à RN sera réalisé en premier lieu. Bien que le principal mandat du présent travail consiste à estimer le risque cancérigène causé par les émissions dans l'air à RN, celles-ci sont à l'origine de retombées qui peuvent alors représenter un potentiel de risque lors de l'ingestion de sols et de poussières. Sur la base de données préliminaires disponibles de caractérisation des sols pour les secteurs résidentiels de la ville (4), ce risque sera aussi évalué dans une perspective de mise en évidence du risque global qui peut découler d'émissions dans l'air dans l'environnement de la Fonderie Horne.

2.1 Estimation des concentrations d'exposition par inhalation

Pour l'élaboration des scénarios de concentrations d'exposition à l'As et au Cd aux fins du présent avis, les données de concentrations dans l'air mesurées par les échantillonneurs à haut débit de la ville — soit les stations identifiées par les numéros ou sigles 8000/8006, 8045, 8049, LD, HD et ADK — ont été considérées comme représentatives de l'exposition selon les précisions notées dans la demande de la DSPu-AT. Ces six stations ont été considérées pour les scénarios d'exposition liés à tout RN, et trois d'entre elles (8000/8006, 8045 et ADK) sont retrouvées dans le QND. Toutes ces stations sont donc disséminées sur le territoire de la ville et ont été désignées par la DSPu-AT comme celles mesurant les concentrations dans l'air les plus susceptibles de représenter l'exposition de la population. La station 8000/8006 est la station dite « légale », c'est-à-dire celle en vertu de laquelle le suivi réglementaire est effectué. C'est celle qui est située le plus près de la Fonderie Horne, tout juste à la limite du QND.

2.1.1 Calcul des concentrations moyennes entre 1991 et 2018

L'intervalle de confiance supérieur à 95 % (IC95 %+), sur la moyenne arithmétique de toutes les valeurs de concentrations journalières mesurées dans l'ensemble des six stations mentionnées¹ au paragraphe précédent durant la période 1991-2018, a été calculé. Ce choix d'indicateur statistique est cohérent avec ce qui est prescrit par les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique d'origine environnementale au Québec* (5), ci-après appelées les *Lignes directrices*. L'accent a volontairement été mis sur les moyennes arithmétiques afin de capter l'influence des pics ponctuels d'émission qui ont eu lieu au cours des années, comme documenté par le passé (6).

¹ Durant leurs périodes respectives de fonctionnement, les stations ont fourni des mesures à intervalle de 6 jours.

2.1.2 Scénarios d'exposition prospectifs (2019-2060)

Divers scénarios ont été élaborés quant à l'évolution des concentrations d'As et de Cd dans l'air de RN après 2018 et jusqu'en 2060, soit la fin de la « période d'intérêt ». Cette période représente une durée de 70 ans comme prescrit par les *Lignes directrices*. Ces scénarios incluent :

- Un *statu quo*, lequel se base sur les concentrations mesurées entre 2005 et 2018 pour l'As et le Cd en raison de la stabilité des concentrations mesurées depuis 2005 (voir la section *Résultats*).
- Trois scénarios prospectifs impliquant une réduction de la concentration d'As dans l'air à des niveaux **fixes constants** durant les années post-2018, incluant, à la demande de la DSPu-AT, un scénario de respect de la norme du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA) de 3 ng/m³.
- Un quatrième scénario prospectif, impliquant la réduction **progressive** des concentrations d'As au cours de la période post-2018 jusqu'à l'atteinte de la norme du RAA.
- Pour les quatre scénarios de réduction prospective de la concentration d'As, un respect constant de la norme du RAA de 3,6 ng/m³ pour le Cd à toutes les stations d'échantillonnage à l'étude. En effet, les concentrations de Cd mesurées depuis 2005 ne dépassent en général pas de manière considérable cette valeur; il a donc été présumé ici, qu'en vertu de l'attestation sanitaire, cette norme serait respectée dès le départ.

En ce qui concerne l'As, il a été postulé que, puisque le suivi dans le temps sera effectué par les autorités compétentes sur la base des concentrations mesurées à la station légale, les scénarios prospectifs de réduction, tant la réduction fixe que la réduction progressive, refléteront les concentrations mesurées à cette station seulement. De plus, il a été présumé que, pour chaque scénario de réduction des concentrations, les concentrations mesurées aux autres stations que la station légale seraient proportionnelles au rapport des concentrations moyennes mesurées depuis 2005 entre ces stations et la station légale. Autrement dit, il a été présumé que les rapports historiques (depuis 2005) entre les concentrations moyennes mesurées à la station légale et les autres stations seraient maintenus à chaque réduction future. Il en va de même concernant la proportion d'échantillons prélevés à chaque station, proportion évaluée toutefois sur l'ensemble de la période 1991-2018.

2.1.3 Estimation des concentrations d'exposition pondérées sur 70 ans (1991-2060)

Pour estimer la concentration moyenne pondérée d'As à laquelle la population de ces deux secteurs a été exposée durant les 70 ans de la période d'intérêt, trois ajustements ont donc été pris en considération dans les calculs effectués afin de tenir compte des éléments suivants :

- Le rapport entre les concentrations mesurées aux autres stations que la station légale, par rapport à cette dernière, de 2005 à 2018, comme cela est expliqué plus haut. Ce rapport était de 19,4 % à l'échelle de l'ensemble de la ville et de 25,8 % à l'échelle du QND seulement, comme déduit des concentrations indiquées dans le tableau 2 (section *Résultats*).
- Le rapport entre le nombre d'échantillons prélevés à la station légale par rapport aux autres stations d'échantillonnage a été pris en considération. Ainsi, les échantillons prélevés au cours de la période de base (1991-2018) à la station légale représentent 22,4 % (n = 2 312) des échantillons totaux prélevés dans la ville (n = 10 319), selon le fichier de données fourni par la DSPu-AT, et 37,7 % des échantillons prélevés seulement dans le QND (n = 6 133).
- Le rapport entre la durée de la période d'exposition pour laquelle des données de concentrations ont été mesurées (28 ans) et celle pour laquelle les concentrations ont été présumées selon des scénarios d'exposition (42 ans).

À titre d'exemple, la concentration moyenne d'As dans l'air de RN pondérée sur 70 ans ($C_{\text{moy.pond}_{\text{As}}}$) pour un scénario d'exposition selon lequel la concentration serait réduite à 50 ng/m³ dès 2019 se calcule comme suit :

$$C_{\text{moy.pond}_{\text{As}}} = ((C_{\text{mes}_{\text{As}}} \times 28) + (C_{\text{mod}_{\text{As}}} \times 42))/70 \quad \text{Équation 1}$$

...où :

$C_{\text{mes}_{\text{As}}}$ = Moyenne arithmétique des concentrations mesurées d'As dans l'air aux 6 stations d'échantillonnage considérées entre 1991 et 2018 (ng/m³)

$C_{\text{mod}_{\text{As}}}$ = Concentration moyenne modélisée d'As dans l'air de RN de 2019 à 2060

28, 42, 70 = Durées respectives de la période d'exposition basée sur les données de concentrations mesurées entre 1991 et 2018, de la période d'exposition basée sur des concentrations simulées prospectives entre 2019 et 2060 et de la période d'intérêt

...et où :

$$C_{\text{mod}_{\text{As}}} = ((C_{\text{red}_{\text{As}}} \times \text{FracLegal}) + (C_{\text{red}_{\text{As}}} \times \text{Frac}_{\text{red}} \times \text{FracAut})) \quad \text{Équation 2}$$

...dans laquelle :

$Cred_{As}$ = Concentration réduite d'As dans l'air à compter de 2019 à la station légale, soit 50 ng/m

$Frac_{Legal}$ = Fraction qui représente le nombre d'échantillons prélevés à la station légale durant la période de base par rapport au nombre total d'échantillons à RN (22,4 %)

$Frac_{red}$ = Fraction de la concentration d'As mesurée en moyenne aux autres stations de RN que la station légale entre 2005 et 2018 (19,4 %)

$Frac_{Aut}$ = Fraction qui représente le nombre d'échantillons prélevés aux autres stations de RN que la station légale durant la période de base par rapport au nombre total d'échantillons (77,6 %)

Enfin, le scénario d'exposition sous-tendant une diminution progressive de la concentration d'As dans l'air de RN postule des concentrations mesurées à la station légale de 80 ng/m³ entre 2019 et 2025, de 50 ng/m³ entre 2026 et 2035, de 20 ng/m³ entre 2036 et 2050, et, enfin, respecte la norme du RAA de 3 ng/m³ dans les 10 dernières années de la période d'intérêt. Durant la même période, la concentration aux autres stations de RN et du QND seulement sont respectivement à 19,4 % et à 25,8 % de ces valeurs, suivant la prémisse a) de la page précédente. Ainsi, la concentration pondérée d'As dans l'air durant la totalité de la période d'intérêt est calculée en pondérant $C_{mod_{As}}$ dans l'équation 1 en fonction de la durée de la période pour laquelle chaque valeur de $Cred_{As}$ décrite au début du présent paragraphe a cours. Les scénarios d'exposition évalués sont décrits au tableau suivant (p. 8).

Tableau 1 Spécificités des scénarios d'exposition au regard des concentrations d'arsenic* dans l'air prises en compte pour la présente évaluation

Secteur applicable	Désignation du scénario	Stations concernées	Valeurs de concentrations d'As considérées par période (ng/m ³)	
			1991-2018 (28 ans)	2019-2060 (42 ans)
Tout Rouyn-Noranda	Statu quo-RN	Légale (8000/8006); 8045; 8049; HDV; LD; ADK	Concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage	Moyenne des concentrations mesurées, 2005-2018
	Diminution-1RN			Station légale : 50 Autres stations : 9,7
	Diminution-2RN			Station légale : 20 Autres stations : 3,9
	Diminution-3RN			Station légale : 3 Autres stations : 0,6
	Progressif-RN			Station légale : 80 (7 ans), 50 (10 ans), 20 (15 ans), 3 (10 ans) Autres stations : 19,4 % de ces valeurs
Quartier Notre-Dame	Statu quo-QND	Légale (8000/8006); 8045; ADK	Concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage	Concentrations mesurées, 2005-2018
	Diminution-1QND			Station légale : 50 Autres stations : 13
	Diminution-2QND			Station légale : 20 Autres stations : 5,2
	Diminution-3QND			Station légale : 3 Autres stations : 0,8
	Progressif-QND			Station légale : 80 (7 ans), 50 (10 ans), 20 (15 ans), 3 (10 ans) Autres stations : 25,8 % de ces valeurs

* Pour le cadmium, outre le *statu quo* (basé sur les concentrations mesurées de cadmium entre 2005 et 2018), le seul scénario prospectif considéré est un respect constant de la norme du RAA de 3,6 ng/m³ pour toutes les stations d'échantillonnage à l'étude.

2.2 Estimation des doses d'exposition par ingestion

L'exposition pondérée vie-durant par ingestion de sols et de poussières a été calculée à l'aide des paramètres déterministes prescrits dans les *Lignes directrices* (5), suivant l'hypothèse selon laquelle les concentrations dans les poussières intérieures sont la moitié de celles dans les sols, que les sols ne sont accessibles que 7 mois par année en raison du couvert de neige en hiver, où 100 % des sols et des poussières ingérés sont constitués de poussières intérieures pour 35 % en été (7). Ainsi, pour chaque groupe d'âge y étant identifié, l'exposition moyenne par ingestion, exprimée en masse/kg-jour, a d'abord été calculée en multipliant les taux d'ingestion appropriés

par groupe d'âge², par l'IC95 %+ sur la moyenne arithmétique des concentrations d'As ou de Cd mesurées dans les sols au cours d'une campagne de caractérisation préliminaire réalisée en 2019 en dehors du QND (4)³ ainsi qu'au sein de ce dernier⁴. Par la suite, les doses d'exposition moyenne vie-durant par ingestion ont été calculées en pondérant les doses de chaque groupe d'âge par le rapport de la durée du groupe d'âge sur la durée de vie totale présumée comme étant de 70 ans. Cette approche repose sur la prémisse selon laquelle les concentrations dans le sol d'As et de Cd durant toute la période 1991-2060 correspondent aux valeurs mesurées durant cette campagne de caractérisation.

2.3 Recensement des valeurs toxicologiques de référence cancérigènes

En plus d'être reconnus comme cancérigènes chez l'humain par le CIRC (1,2), de nombreux effets toxicologiques avec seuils sont associés à l'exposition à l'As et au Cd. En vertu du mandat confié à l'ESRTR (voir la sous-section 1.2.1), ce sont toutefois les valeurs toxicologiques de référence (VTR) cancérigènes qui doivent être répertoriées. Il faut mentionner que même si les effets cancérigènes de l'As et du Cd ne semblent pas liés à des effets mutagènes directs, mais plutôt à des effets clastogènes, c'est-à-dire des effets génotoxiques qui altèrent la structure et la fonction de l'ADN (1,2), c'est suivant le recours à l'extrapolation à faible dose présumant l'absence de seuil que les organismes sanitaires reconnus recommandent de procéder pour évaluer le risque cancérigène attribuable à ces deux substances.

Ainsi, une recherche des VTR cancérigènes sans seuil, soit les risques unitaires (RU)⁵, associés à une exposition chronique par inhalation pour l'arsenic et le cadmium, a d'abord été effectuée. En somme, les RU provenant d'un éventail de sources dites « primaires et secondaires » de données selon une méthodologie prévalant au sein de l'ESRTR (voir l'annexe 1) ont été compilés. Ces sources diffèrent essentiellement entre elles quant à leur soumission ou non à un processus de révision par les pairs et à leur importance à l'échelle des juridictions auxquelles elles sont associées (régionale, nationale, internationale). Une description sommaire des valeurs de RU recensées apparaît aux sections 3.2 et 3.3.

² Dans les *Lignes directrices*, les valeurs déterministes utilisées correspondent au 75^e centile de la distribution des valeurs de taux de contact pour chaque groupe d'âge.

³ Durant cette campagne, 156 échantillons des trois premiers centimètres de sols récemment réhabilités ont été prélevés en divers endroits sur des terrains résidentiels de RN.

⁴ Les résultats de 31 échantillons composites de 72 prélèvements de sols chacun ont été fournis par la DSPu-AT à l'ESRTR.

⁵ Proportion de cas de cancer supplémentaires estimés au sein d'une population exposée à 1 µg/m³ (par inhalation) ou 1 µg/kg-jour (par ingestion) d'un contaminant donné pendant la vie entière, par rapport à la proportion de cas attendus dans une population non exposée à ce même contaminant.

Puisque la présente analyse inclut également une appréciation du potentiel de risque lié à l'ingestion de sols et de poussières contaminés dans une perspective plus globale de l'impact des émissions dans l'air (voir la section 2), l'ESRTR a également effectué une recherche des valeurs de RU par ingestion disponibles pour l'As et le Cd (voir l'annexe 2) suivant la méthodologie décrite à l'annexe 1. Toutefois, puisque le mandat de la présente étude concerne principalement le risque associé à l'inhalation d'As et de Cd présents dans l'air de RN, ces valeurs de RU ne font pas l'objet d'une analyse détaillée.

2.4 Estimation du risque

Pour chaque scénario d'exposition énuméré au tableau 1, le risque de cancer ($R_{\text{cancer}_{\text{As-Cd}}}$) attribuable à la concentration moyenne pondérée d'As ou de Cd dans l'air durant la période d'intérêt ($C_{\text{moy.pond}_{\text{As-Cd}}}$, en ng/m^3) a été calculé avec chaque valeur de risque unitaire par inhalation appropriée à l'As ou au Cd recensée ($RU_{\text{inh}_{\text{As-Cd}}}$, en $(\text{ng}/\text{m}^3)^{-1}$), selon l'équation suivante :

$$R_{\text{cancer}_{\text{As-Cd}}} = C_{\text{moy.pond}_{\text{As-Cd}}} \times RU_{\text{inh}_{\text{As-Cd}}} \quad \text{Équation 3}$$

Concernant le risque cancérigène lié à l'ingestion de sols et de poussières, il a été calculé similairement à l'équation 3, mais en multipliant l'exposition moyenne vie-durant par ingestion de sols et de poussières, calculée comme décrit au point 2.2, par les diverses valeurs de RU par ingestion recensées, exprimées en $(\text{masse}/\text{kg}/\text{jour})^{-1}$.

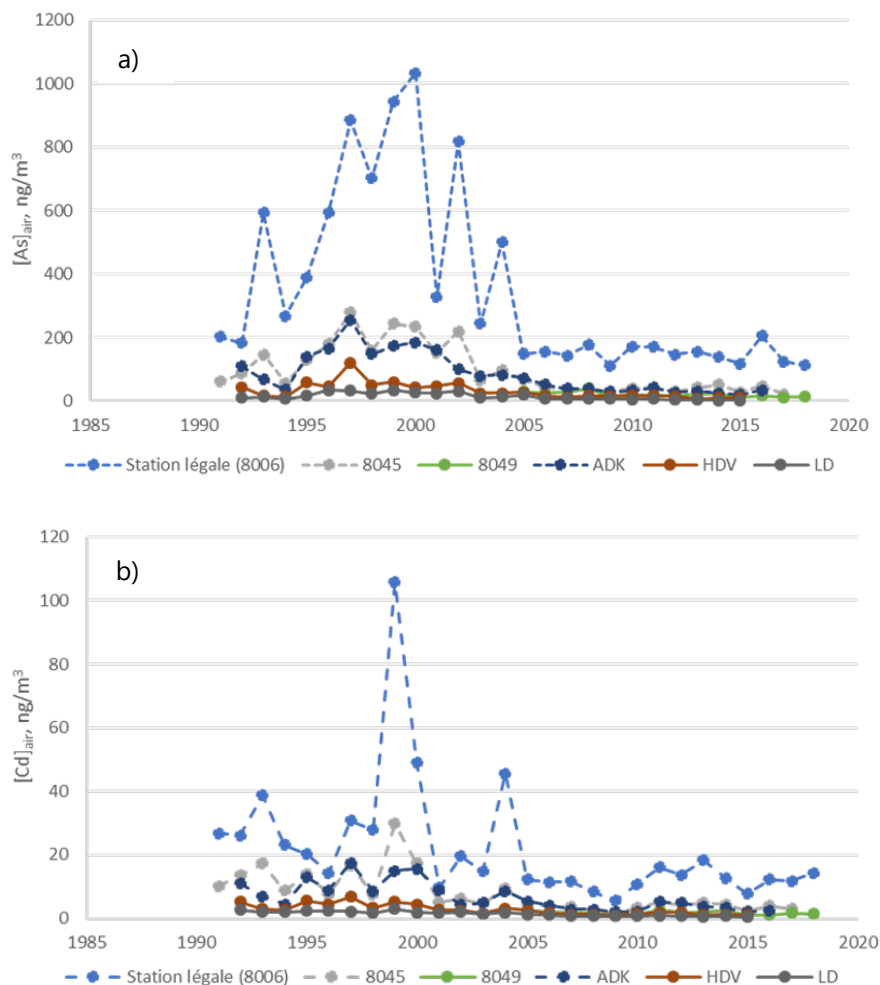
3 RÉSULTATS

Les résultats sont présentés ci-après suivant la séquence que commandent les étapes d'un processus d'évaluation du risque toxicologique, soit : les concentrations d'exposition (section 3.1), les valeurs toxicologiques de référence — lesquelles reflètent la relation dose-réponse (sections 3.2 et 3.3) — et la caractérisation du risque en découlant (section 3.4).

3.1 Concentrations d'exposition estimées

Les profils temporels des concentrations moyennes annuelles d'As et de Cd dans l'air de RN, mesurées aux diverses stations d'échantillonnage entre 1991 et 2018, sont présentés à la figure 1 ci-dessous.

Figure 1 Profils temporels des concentrations moyennes annuelles dans l'air d'arsenic (a) et de cadmium (b) aux 6 stations d'échantillonnage prises en compte pour la présente évaluation, entre 1991 et 2018



Il est notable que, tant pour le Cd que pour l'As, les épisodes de pics historiques de concentrations moyennes annuelles ont surtout prévalu avant 2005, plus particulièrement à la fin des années 1990, dépassant 1 000 ng/m³ pour l'As et 100 ng/m³ pour le Cd. Ces pics se sont surtout manifestés à la station légale, mais ont également été observés aux autres stations, quoique de manière moins accentuée, culminant à près de 300 ng/m³ pour l'As et à environ 35 ng/m³ pour le Cd. Depuis 2005, une stabilisation des concentrations est observable pour les deux métaux, mais les concentrations observées à la station légale demeurent nettement supérieures à celles observées aux autres stations d'échantillonnage.

L'IC95 %+ sur la moyenne des concentrations d'As et de Cd mesurées dans l'air pour diverses combinaisons de stations d'échantillonnage et pour deux périodes pertinentes au présent travail (soit 1991-2018 et 2005-2018) est détaillé dans le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 Concentrations d'arsenic (As) et de cadmium (Cd) mesurées au cours des deux périodes à considérer aux fins des scénarios d'exposition et pour diverses combinaisons de stations d'échantillonnage du territoire de Rouyn-Noranda

IC95 %+* sur la moyenne arithmétique (écart-type; coefficient de variation) des concentrations mesurées (ng/m ³)			
Station d'échantillonnage		Période	
		1991-2018	2005-2018
Légale (8000/8006)	As	318 (707; 244 %)	165 (256; 168 %)
	Cd	22 (59; 311 %)	13 (19; 158 %)
Quartier Notre-Dame moins la station légale : 8045, ADK	As	87 (223; 257 %)	43 (95; 224 %)
	Cd	7 (18; 249 %)	4 (8; 226 %)
Quartier Notre-Dame	As	171 (479; 301 %)	90 (186; 221 %)
	Cd	12 (39; 354 %)	7 (14; 206 %)
Tout Rouyn-Noranda moins la station légale : 8045, 8049, ADK, LD, HDV	As	55 (165; 301 %)	32 (86; 269 %)
	Cd	4,6 (13; 285 %)	2,9 (7,2; 248 %)
Tout Rouyn-Noranda	As	111 (378; 341 %)	70 (167; 237 %)
	Cd	8,1 (31; 380 %)	5,4 (12; 224 %)

* Intervalle de confiance supérieur à 95 %.

Durant l'ensemble de la période 1991-2018, l'IC95 %+ sur la moyenne des concentrations mesurées d'As était respectivement de 318, de 171 et de 111 ng/m³ pour la station légale, le QND et l'ensemble de RN. Les chiffres correspondant pour le Cd sont respectivement de 22, de 12 et de 8,1 ng/m³. Le portrait de ces concentrations par station les unes par rapport aux autres est attendu, puisque la station légale est la station la plus rapprochée de la Fonderie Horne et fait partie du QND, lequel en est lui-même le quartier de la ville le plus rapproché de cette

même fonderie. Les valeurs mesurées étaient significativement plus faibles entre 2005 et 2018, avec des valeurs d'IC95 %+ sur la moyenne de 165 (station légale), de 90 (QND) et de 70 (RN) ng/m³ pour l'As et de 13 (station légale), de 7 (QND) et de 5,4 ng/m³ (RN) pour le Cd.

Les concentrations décrites au tableau 2 se traduisent par des concentrations moyennes pondérées sur 70 ans variant, selon le scénario d'exposition, entre 49 et 87 ng/m³ d'As et entre 5,6 et 6,7 ng/m³ de Cd dans l'ensemble de la ville de Rouyn-Noranda, et entre 69 et 122 ng/m³ d'As et 6,7 ou 8,9 ng/m³ de Cd pour le QND (tableau 3).

Tableau 3 Concentrations d'exposition moyenne pondérée sur 70 ans estimées pour chacun des scénarios d'exposition du tableau 1

Type de scénario	Concentrations calculées (ng/m ³)*			
	Tout Rouyn-Noranda		Quartier Notre-Dame	
	Nom de scénario	Concentration	Nom de scénario	Concentration
Statu quo	Statu quo-RN	As : 87 Cd : 6,4	Statu quo-QND	As : 122 Cd : 8,9
Diminution 1	Diminution-1RN	As : 55 Cd : 5,4	Diminution-1QND	As : 84 Cd : 6,7
Diminution 2	Diminution-2RN	As : 49 Cd : 5,4	Diminution-2QND	As : 75 Cd : 6,7
Diminution 3	Diminution-3RN	As : 45 Cd : 5,4	Diminution-3QND	As : 69 Cd : 6,7
Progressif	Progressif-RN	As : 52 Cd : 5,4	Progressif-QND	As : 82 Cd : 6,7

* Par l'application des équations 1 et 2 aux concentrations décrites au tableau 2.

Les résultats de concentrations mesurées mettent en évidence la plus faible variabilité de celles-ci au cours de la période 2005-2018 en comparaison de l'ensemble de la période 1991-2018, et ce, tant pour l'As que pour le Cd. Par ailleurs, à la lumière des coefficients de variations présentés, la variabilité associée aux concentrations mesurées de Cd est toujours inférieure à celle associée à l'As depuis 2005, mais cette tendance n'est pas observée sur l'ensemble de la période 1991-2018.

Il est par ailleurs notable de constater que peu importe le scénario de diminution de la concentration d'As dans l'air envisagé pour la période post-2018, la valeur moyenne pondérée sur 70 ans de cette concentration varie peu. À titre d'exemple, pour le QND, que la concentration demeure la même que depuis 2005 à la station légale, soit 165 ng/m³, ou qu'elle soit abaissée directement au niveau du respect de la norme du RAA de 3 ng/m³, soit par un facteur de 50, la concentration moyenne pondérée associée sur 70 ans ne baisse que par un facteur de moins de 2, soit de 122 ng/m³ (scénario « Statu quo-QND ») à 69 ng/m³ (scénario « Diminution-3QND »). Ceci découle vraisemblablement de l'impact disproportionné des très hautes concentrations mesurées entre 1995 et 2005 (voir la figure 1) sur la concentration

moyenne pondérée sur 70 ans, de sorte que les différentes diminutions de concentration à des niveaux se situant de toute façon au moins un ordre de grandeur inférieur aux concentrations observées durant ces années ont peu d'impact sur la moyenne pondérée sur 70 ans.

3.2 Risques unitaires par inhalation

3.2.1 Arsenic

Des valeurs de RU pour l'As par la voie d'inhalation ont été proposées par trois sources primaires de données et deux sources secondaires (voir l'annexe 1). Les sources primaires sont : un rapport de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) de 2000 sur la qualité de l'air; un document de Santé Canada de 1993 sur les substances d'intérêt prioritaire et une évaluation de l'Integrated Risk Information System (IRIS) par l'U.S. EPA de 1995. L'Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) de la Californie (2011) et la Texas Commission on Environmental Quality (TCEQ) en 2013 sont les sources secondaires qui ont aussi dérivé des RU pour l'As. Le tableau 4 et les paragraphes qui suivent décrivent brièvement chaque valeur de RU par inhalation utilisée pour l'arsenic dans la présente évaluation.

Tableau 4 Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différentes sources primaires et secondaires 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	Type de source
OEHHA, 2011 (8)	$3,3 \times 10^{-3}$	Enterline et collab., 1987 (9)	Cancer du poumon	Humain	Secondaire
OMS, 2000 (10)	$1,5 \times 10^{-3}$	Viren et Silvers, 1994 (11)	Cancer du poumon	Humain	Primaire
Santé Canada, 1993 (12) ^A	$6,4 \times 10^{-3}$	Higgins et collab., 1982 (13)	Cancer du poumon	Humain	Primaire
TCEQ, 2013 (14)	$1,5 \times 10^{-4}$	Enterline et collab., 1995 (15) Järup et collab., 1989 (16) Lubin et collab., 2008 (17)	Cancer du poumon	Humain	Secondaire
U.S. EPA – IRIS, 1995 (18)	$4,3 \times 10^{-3}$	Brown et Chu, 1983 (19–21) Enterline et Marsh, 1982 (22) Higgins, 1982 (13) Lee-Feldstein, 1983 (23)	Cancer du poumon	Humain	Primaire

RU Risque unitaire – Proportion de cas de cancer supplémentaires estimés au sein d'une population exposée à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'un contaminant donné pendant la vie entière, par rapport à la proportion de cas attendus dans une population non exposée à ce même contaminant.

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

L'OEHHA propose un RU de $3,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ qui a été dérivé en utilisant les données de l'incidence du cancer du poumon des travailleurs des fonderies à Tacoma (9). Le RU représente l'intervalle de confiance supérieur à 95 % de la pente obtenue. Par ailleurs, le modèle a tenu compte du statut tabagique des travailleurs exposés (8).

L'OMS a retenu le RU calculé par Viren et Silvers (11) de $1,5 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (10). Cette étude a utilisé les données de plusieurs études épidémiologiques réalisées chez des travailleurs des fonderies des États-Unis et de la Suède pour dériver le RU mentionné auparavant.

Dans le rapport d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire, Santé Canada rapporte trois concentrations entraînant une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de leur mortalité (DT0,05) provenant d'études épidémiologiques des États-Unis (12). La concentration la plus faible a été dérivée à partir des données des travailleurs de la fonderie Anaconda au Montana (13). Avec cette valeur, l'ESRTR a calculé le RU correspondant de $6,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ comme étant la pente entre cette valeur et le point 0,0. Cette pente a également été retenue par Santé Canada en 2021 dans ses lignes directrices sur l'évaluation des risques pour les sites contaminés fédéraux (24).

La TCEQ a obtenu un RU de $1,5 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$, correspondant à la moyenne des RU provenant de trois cohortes de travailleurs de fonderies des États-Unis (Montana et Tacoma) et de la Suède (14), pondérée par leur variance. Il s'agissait d'études de suivi de cohortes plus récentes que pour les autres organismes cités plus haut. Le modèle utilisé tient compte de l'augmentation du risque populationnel de cancer du poumon avec l'âge. De plus, la TCEQ a converti son RU pour une exposition continue et retient la meilleure estimation de la pente, et non l'intervalle de confiance à 95 %, ce qui sous-tend une approche moins protectrice.

Le RU proposé dans l'évaluation IRIS de l'U.S. EPA est de $4,3 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Il s'agit de la moyenne géométrique de cinq RU provenant de six études épidémiologiques (18), lesquelles concernent deux cohortes de travailleurs de fonderies exposés à l'arsenic aux États-Unis (Montana et Tacoma) à partir des années 1930-1940. Ce RU n'est pas applicable aux concentrations dans l'air supérieures à $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en raison du domaine de concentrations différent à l'origine de la dérivation de ce RU (18).

En somme, les RU disponibles pour l'arsenic pour la voie d'inhalation s'appuient sur des études épidémiologiques pour lesquelles les auteurs ont observé une augmentation de cancers du poumon. Les valeurs des RU varient entre $1,5 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ et $6,4 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

3.2.2 Cadmium

Des valeurs de RU pour le Cd par la voie d'inhalation ont été proposées par deux sources primaires et par deux sources secondaires. Les sources primaires sont : un rapport de Santé Canada de 1987 sur les substances d'intérêt prioritaire et une évaluation de l'Integrated Risk Information System (IRIS) de l'U.S. EPA de 1987. L'OEHHA (2011) et la TCEQ (2016) sont les sources secondaires qui ont aussi dérivé des RU pour le cadmium. Le tableau 5 et les paragraphes qui suivent décrivent brièvement chaque valeur de RU pour une exposition par inhalation utilisée pour le Cd dans la présente évaluation.

Tableau 5 Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différentes sources primaires et secondaires 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	Type de source
OEHHA, 2011 (8)	$4,2 \times 10^{-3}$	Thun et collab., 1985 (25)	Cancer du poumon	Humain	Secondaire
Santé Canada, 1994 (26)	$9,8 \times 10^{-3}$ *	Oldiges et collab., 1984 (27); Takenaka et collab., 1983 (28).	Cancer du poumon	Rat	Primaire
TCEQ, 2016 (29)	$4,9 \times 10^{-4}$	Park et collab., 2012 (30)	Cancer du poumon	Humain	Secondaire
U.S. EPA IRIS, 1987 (31)	$1,8 \times 10^{-3}$	Thun et collab., 1985 (25)	Cancer du poumon	Humain	Primaire

RU Risque unitaire – Proportion de cas de cancer supplémentaires estimés au sein d'une population exposée à $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ d'un contaminant donné pendant la vie entière par rapport à la proportion de cas attendus dans une population non exposée à ce même contaminant (32).

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

L'OEHHA a dérivé un RU en utilisant les données sur le cancer du poumon lié à l'exposition des travailleurs au Cd dans une fonderie du Colorado. L'étude de cohorte a tenu compte de la coexposition à l'As et du statut tabagique. L'intervalle de confiance supérieur sur la pente de la régression qui en résulte correspond au RU de $4,2 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ (8).

Santé Canada propose une concentration entraînant une augmentation de 5 % de l'incidence des tumeurs ou de leur mortalité (DT0,05) de $5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour une concentration équivalente chez l'humain. Cette valeur a été obtenue à partir des deux études chez les rats exposés à du chlorure de Cd. En utilisant cette valeur, l'ESRTR a calculé le RU correspondant de $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ comme étant la pente entre cette valeur et le point 0,0.

La TCEQ a utilisé une étude plus récente qui a pris en compte l'exposition concomitante des travailleurs à l'arsenic pour dériver le RU de $4,9 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. L'étude de Park et collab. (30) est une mise à jour de la cohorte du Colorado de Thun et collab. (25) avec un suivi des travailleurs

jusqu'en 2002. Comme pour le RU de l'As, la TCEQ a eu recours à un modèle ajusté pour une exposition continue qui tient compte de l'augmentation du risque populationnel de cancer du poumon avec l'âge. La TCEQ a retenu comme valeur de RU la meilleure estimation de la pente et non l'intervalle de confiance à 95 % (29), ce qui sous-tend, comme pour l'As, une approche moins protectrice.

Dans l'IRIS, l'U.S. EPA retient un RU de $1,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ applicable aux concentrations dans l'air inférieures à $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (31) au vu du domaine de concentrations à l'origine de sa dérivation, en utilisant l'étude sur la cohorte du Colorado de Thun et collab. (25). L'U.S. EPA a aussi jugé que l'étude de cohorte a pris en considération la présence d'As et le statut tabagique des travailleurs pour exclure leur impact des résultats du cancer pour l'exposition au cadmium. L'U.S. EPA a analysé les données des études animales, mais a conclu que les données épidémiologiques étaient plus robustes.

En somme, les RU pour le cadmium pour la voie d'inhalation s'appuient sur des études épidémiologiques sur les rongeurs, pour lesquelles les auteurs ont observé une augmentation de cancer du poumon. Les valeurs des RU varient entre $4,9 \times 10^{-4} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ et $9,8 \times 10^{-3} (\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$.

3.3 Valeurs de risques unitaires par ingestion

Alors qu'aucune valeur de RU par ingestion n'a été identifiée pour le Cd parmi les sources consultées⁶, des valeurs de RU pour l'As par la voie d'ingestion ont été proposées par quatre sources primaires, une source secondaire et une source tertiaire⁷. Les sources primaires sont : un rapport de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) de 2011 sur la contamination des aliments, les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada de Santé Canada (2006), une publication officielle de l'European Food Safety Authority (EFSA) de 2009 et une évaluation IRIS de l'U.S. EPA de 1995. L'OEHHA de la Californie (2011) et la Food and Drug Administration – FDA (2016) sont respectivement les sources secondaire et tertiaire ayant aussi dérivé des RU pour l'As par la voie d'ingestion. **L'étendue de valeurs de RU varie entre 0,14 et 33 mg/kg/jour⁻¹**. Ces RU sont basés sur des études épidémiologiques portant surtout sur le cancer du poumon, mais aussi sur le cancer de la vessie, de la peau et du foie (voir l'annexe 2).

⁶ Ce sont les effets néphrotoxiques avec seuil qui sont généralement retenus par les divers organismes sanitaires comme effet critique à la base de l'évaluation du risque chronique pour le Cd ingéré.

⁷ Soit une source qui ne répond pas aux critères de source primaire ou secondaire selon la méthodologie de l'ESRTR. Elle a ici été retenue en raison de son caractère particulièrement récent.

3.4 Caractérisation du risque

Les valeurs de risque de cancer pour les différents scénarios d'exposition à l'As et au Cd considérés sont présentées au tableau 6 en fonction des valeurs de RU émises par les divers organismes sanitaires recensés. Les risques sont présentés pour l'As et le Cd séparément ainsi qu'en combinant les risques associés aux deux substances. En effet, le fait que les valeurs de risques unitaires prises en considération sont élaborées en fonction du même effet adverse sur la santé et impliquant le même organe, soit le cancer du poumon, justifie de considérer ces risques combinés.

À la lumière des chiffres présentés dans ce tableau, il est permis de constater que tous les scénarios génèrent des risques de cancer supérieurs à la valeur de risque considérée comme négligeable de 1 sur 1 million au Québec (5). La plupart des scénarios mettent même en évidence un risque supérieur à 1 sur 10 000 (mais inférieur à 1 sur 1 000), sauf lorsque basés sur les RU de la TCEQ (> 1 sur 100 000). Il existe une différence d'un peu plus d'un ordre de grandeur entre les risques les plus élevés obtenus à partir des RU émis par Santé Canada et les plus faibles issus des RU émis par la TCEQ. Ainsi, les risques combinés varient entre $3,4 \times 10^{-4}$ (scénario « Diminution-3RN ») et $8,7 \times 10^{-4}$ (scénario « Statu quo-QND ») pour les RU proposés par Santé Canada, et entre $9,3 \times 10^{-6}$ et $2,2 \times 10^{-5}$ pour ceux de la TCEQ. Le risque associé à l'As est le principal contributeur au risque total, alors qu'il compte au minimum pour 66 %, et jusqu'à plus de 95 % de celui-ci. Comme le laissaient entrevoir les résultats de concentrations moyennes pondérées au tableau 2, le scénario de diminution des concentrations d'As dans l'air post-2018 n'a que peu d'impact sur le risque cancérigène calculé, bien moins en fait que le RU considéré.

Tableau 6 Risque de cancer pour les différents scénarios d'exposition par inhalation à l'arsenic (As) et au cadmium (Cd) évalués, séparément et en combinaison, en fonction des valeurs de risques unitaires (RU) émises par les divers organismes sanitaires recensés

Scénario d'exposition*	Risque pour	Risque de cancer en fonction des valeurs de RU émises par les divers organismes sanitaires recensés**				
		U.S. EPA	OMS	SC	TCEQ	OEHA
Statu quo-RN	As :	$3,7 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$5,5 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,2 \times 10^{-5}$	nd	$6,3 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-6}$	$2,7 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$3,8 \times 10^{-4}$	nd	$6,1 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-4}$
Diminution-1RN	As :	$2,4 \times 10^{-4}$	$8,3 \times 10^{-5}$	$3,5 \times 10^{-4}$	$8,3 \times 10^{-6}$	$1,8 \times 10^{-4}$
	Cd :	$9,7 \times 10^{-6}$	nd	$5,3 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$2,5 \times 10^{-4}$	nd	4×10^{-4}	$1,1 \times 10^{-5}$	2×10^{-4}
Diminution-2RN	As :	$2,1 \times 10^{-4}$	$7,3 \times 10^{-5}$	$3,1 \times 10^{-4}$	$7,3 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-4}$
	Cd :	$9,7 \times 10^{-6}$	nd	$5,3 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$2,2 \times 10^{-4}$	nd	4×10^{-4}	$1,1 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-4}$
Diminution-3RN	As :	$1,9 \times 10^{-4}$	$6,7 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-4}$	$6,7 \times 10^{-6}$	$1,5 \times 10^{-4}$
	Cd :	$9,7 \times 10^{-6}$	nd	$5,3 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-5}$
	Combiné :	2×10^{-4}	nd	$3,4 \times 10^{-4}$	$9,3 \times 10^{-6}$	$1,7 \times 10^{-4}$

Tableau 6 Risque de cancer pour les différents scénarios d'exposition par inhalation à l'arsenic (As) et au cadmium (Cd) évalués, séparément et en combinaison, en fonction des valeurs de risques unitaires (RU) émises par les divers organismes sanitaires recensés (suite)

Scénario d'exposition*	Risque pour	Risque de cancer en fonction des valeurs de RU émises par les divers organismes sanitaires recensés**				
		U.S. EPA	OMS	SC	TCEQ	OEHHA
Progressif-RN	As :	$2,2 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$1,7 \times 10^{-4}$
	Cd :	$9,7 \times 10^{-6}$	nd	$5,3 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$2,3 \times 10^{-4}$	nd	$3,8 \times 10^{-4}$	1×10^{-5}	$1,9 \times 10^{-4}$
Statu quo-QND	As :	$5,2 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-4}$	$7,8 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-5}$	4×10^{-4}
	Cd :	$1,6 \times 10^{-5}$	nd	$8,7 \times 10^{-5}$	$4,3 \times 10^{-6}$	$3,7 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$5,4 \times 10^{-4}$	nd	$8,7 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-5}$	$4,4 \times 10^{-4}$
Diminution-1QND	As :	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$5,4 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,2 \times 10^{-5}$	nd	$6,5 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$3,7 \times 10^{-4}$	nd	$6,1 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-5}$	$3,1 \times 10^{-4}$
Diminution-2QND	As :	$3,2 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$4,8 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,2 \times 10^{-5}$	nd	$6,5 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$3,3 \times 10^{-4}$	nd	$5,5 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-5}$	$2,8 \times 10^{-4}$
Diminution-3QND	As :	3×10^{-4}	1×10^{-4}	$4,4 \times 10^{-4}$	1×10^{-5}	$2,3 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,2 \times 10^{-5}$	nd	$6,5 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$3,1 \times 10^{-4}$	nd	$5,1 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$2,6 \times 10^{-4}$
Progressif-QND	As :	$3,5 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-4}$	$5,2 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,2 \times 10^{-5}$	nd	$6,5 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$3,6 \times 10^{-4}$	nd	$5,9 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-5}$	3×10^{-4}

* En ce qui concerne le Cd, les concentrations considérées sont les mêmes pour tous les scénarios qui diffèrent du *statu quo*, mais sont distinctes entre RN et le QND (voir le tableau 2).

** U.S. EPA : United States Environmental Protection Agency; OMS : Organisation mondiale de la Santé; SC : Santé Canada; TCEQ : Texas Commission on Environmental Quality; OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment (Californie).

nd L'OMS n'ayant pas déterminé de valeurs de RU pour le Cd, aucun risque cancérigène n'est calculé pour cette substance.

En ce qui concerne l'exposition par ingestion de sols et de poussières découlant des concentrations mesurées lors des campagnes d'échantillonnage de 2019, seul l'As peut faire l'objet d'une appréciation du risque cancérigène qui en découle, puisque des valeurs de RU par ingestion ne sont pas disponibles pour le Cd (voir la section 3.3). Ainsi, l'IC95 %+ sur la moyenne arithmétique des concentrations d'As mesurées dans les sols au cours de ces campagnes est de 16 ppm à l'extérieur du QND (4) et de 42 ppm au sein du QND (voir la note de bas de page n° 4, de la page 9)⁸. Les doses d'exposition moyenne vie-durant correspondantes, calculées comme décrit à la section 2.3, sont de 5,5 ng/kg-jour (à l'extérieur du QND) et de 15 ng/kg-jour (au sein du QND). Le risque cancérigène qui y est associé varie respectivement entre $7,7 \times 10^{-7}$ et $1,8 \times 10^{-4}$ (extérieur du QND), et entre 2×10^{-6} et $4,8 \times 10^{-4}$ (QND), dépendamment des RU par ingestion appliqués (voir la section 3.3).

⁸ La valeur mesurée au sein du QND se situe entre l'objectif de réhabilitation volontaire – avant 2019 (100 ppm) et l'exigence réglementaire de 30 ppm (4).

4 DISCUSSION ET CONCLUSION

4.1 Rappel de l'approche

La présente étude avait comme objectif général d'évaluer le risque de cancer pour la population de RN résultant de la présence d'As et de Cd dans l'air comme le reflètent les données issues des échantillonnages menés dans la ville entre 1991 et 2018. Étant historiquement particulièrement exposé aux émissions de la Fonderie Horne, et en raison de sa proximité avec celle-ci, le QND a également fait l'objet d'une analyse spécifique.

Suivant les bonnes pratiques d'analyse du risque toxicologique, le risque cancérigène a été évalué suivant une prémisse d'une exposition vie-durant sur une période de 70 ans à partir de 1991, et se poursuivant ensuite selon des scénarios d'exposition basés sur diverses hypothèses de réduction (ou non) des concentrations à partir de 2018. Il a été nécessaire à cette fin d'émettre les prémisses que 1) la moyenne des valeurs de ces stations représentait l'exposition de la population et 2) que les rapports entre concentrations moyennes retrouvées aux diverses stations d'échantillonnage par rapport à la station légale depuis 2005 – année où ces concentrations ont semblé se stabiliser (voir la figure 1) – seraient maintenus dans le temps, de même que la proportion d'échantillons prélevés à chaque station sur l'ensemble de la période 1991-2018. Tous les résultats présentés ici sont dépendants de ces prémisses.

4.2 Contextualisation des résultats

Les résultats obtenus montrent que, tant pour les deux substances prises individuellement que de manière combinée, le risque cancérigène découlant des concentrations historiques d'As et de Cd mesurées dans l'air de RN depuis 1991 dépasse la valeur de 1 sur 1 million (1×10^{-6}), considérée au Québec comme risque négligeable (5), considérant toutes les valeurs de RU disponibles et pour tous les scénarios d'exposition examinés. Dans certains cas, le dépassement de cette valeur est d'un facteur de deux ordres de grandeur. De tels niveaux de risque, même obtenus pour les scénarios d'exposition sous-tendant l'hypothèse d'un respect immédiat et continu dans le futur de la norme du RAA pour l'As et le Cd (scénarios « Diminution-3RN » et « Diminution-3QND »), mettent en lumière la contribution majoritaire des émissions passées au risque cancérigène à appréhender. Par ailleurs, il importe de souligner que la norme du RAA de 3 ng/m^3 est elle-même associée à un risque tout juste supérieur à 1 cas sur 100 000 (1×10^{-5}). D'un point de vue sanitaire, ces constats font ressortir la difficulté à respecter dans l'avenir le risque de 1×10^{-6} et, en corollaire, l'importance de prendre des actions rapides pour diminuer le plus possible les émissions actuelles qui sont déjà trop élevées et l'exposition de la population locale en découlant. À titre d'exemple, en l'absence du respect de la norme, une diminution immédiate de la cible d'émissions à 20 ng/m^3 , ce qui correspond au scénario « Diminution-2 », réduirait de plus de 35 % le risque cancérigène évalué à partir de 1991 (tableau 6), ce qui n'est pas négligeable dans l'absolu. Plus encore, ce risque serait diminué de moitié lorsqu'il est évalué

pour 70 ans d'exposition à partir de 2005 (année où les émissions se sont stabilisées), selon une modélisation complémentaire à celles décrites dans la section *Méthodologie*. Notons que même si la contribution au risque cancérigène total découle en majeure partie des émissions d'As, et commande donc des actions visant principalement ce contaminant, le risque associé aux concentrations de Cd seulement demeure lui aussi supérieur à 1×10^{-6} , aussi principalement en raison des émissions élevées du passé. Les émissions de ce métal requièrent donc aussi de demeurer vigilant quant au respect de la norme du RAA de $3,6 \text{ ng/m}^3$, ce qui n'aurait pas toujours été le cas selon la figure 1b.

Les risques calculés pour le Cd basés sur des RU émis par l'OEHHA, la U.S. EPA et la TCEQ tiennent compte de l'exposition concomitante à l'As, mais l'inverse n'est pas vrai. Dans le contexte où la présence d'autres métaux a été documentée dans l'air de RN (33), notamment le nickel qui est également un cancérigène des voies pulmonaires chez l'humain, et où le principal contributeur au risque calculé ici est justement l'As, les risques estimés ici pourraient théoriquement être sous-estimés si des interactions entre les substances devaient avoir lieu. De nombreuses incertitudes persistent quant à l'ampleur réelle de telles interactions, mais cette question commande toute de même de viser une diminution de la contamination de l'environnement en général, et de l'air en particulier, de RN.

L'appréciation du risque cancérigène découlant de l'ingestion de sols et de poussières contaminés a permis par ailleurs d'illustrer le fait qu'il existe une grande marge d'incertitude quant aux risques découlant de la contamination des sols à cause des émissions d'As dans l'air, principal objet du présent travail. En vertu de cette incertitude, le risque peut être soit nettement inférieur au risque par inhalation comme suggéré précédemment (34), ou très comparable et même légèrement supérieur, mais, dans tous les cas, il s'ajoute à celui associé à l'inhalation. Dans ce contexte, il apparaît pertinent de rappeler que la problématique des émissions d'As et de Cd ne soulève pas que des questions sanitaires liées à la contamination de l'air, mais également du sol et, plus globalement, de l'environnement en général.

La diminution de ces émissions dans l'air, et de la contamination associée des sols et de l'environnement immédiat en général, est particulièrement importante considérant que ce sont des milieux pour lesquels les jeunes enfants sont particulièrement susceptibles à la présence de contaminants. En effet, les enfants présentent des taux de contact accrus par unité de poids corporel, tant en ce qui concerne l'ingestion d'aliments que l'inhalation d'air, et portent plus souvent leurs mains à leur bouche, les rendant à risque d'ingestion accrue de sols et de poussières (35). D'ailleurs, sur la base des paramètres indiqués dans les *Lignes directrices*, l'inhalation d'air, le contact cutané et l'ingestion de sols et de poussières se déroulant dans les 11 premières années de la vie correspondent à 25 % de l'air inhalé, 37 % du contact cutané et à 63 % de l'ingestion de sols et de poussières au cours de la vie, même si cela correspond à une période de moins de 15 % de la durée de vie totale. Ceci peut contribuer à expliquer l'importance de l'exposition en bas âge concernant le risque cancérigène vie-durant mis en

lumière dans certaines études; des incertitudes persistent par ailleurs quant à une possible susceptibilité toxicodynamique accrue des enfants à la cancérogénicité de l'As (36–39). Il apparaît pertinent ici de noter que les organismes sanitaires ayant défini des RU n'ont pas appliqué de facteur d'ajustement à cet égard, même si le National Research Council le suggère depuis 2013 (40).

4.3 Forces et limites

Deux principales forces ressortent de ce travail. La première est l'étendue des données disponibles sur la caractérisation des concentrations d'As et de Cd dans l'air de RN au cours des années, ce qui amène un certain niveau de robustesse sur l'évaluation de l'exposition passée qui en découle, réduisant du même coup l'incertitude sur celle-ci. La seconde est le choix de présenter les risques cancérigènes calculés selon un éventail de valeurs de RU disponibles de la part des institutions sanitaires à travers le monde, plutôt qu'une seule valeur présélectionnée. Ce dernier choix témoigne notamment d'un souci de transparence permettant d'apprécier l'ampleur de l'incertitude qui persiste sur la relation concentration-réponse cancérigène pour l'As et le Cd, inhérente d'ailleurs au processus d'évaluation du risque pour un grand nombre de substances en général. Ceci dit, la catégorisation des sources de RU comme « primaires » ou « secondaires » comme réalisé ici reflète un premier niveau d'analyse, par défaut, de la qualité et de la robustesse présumée des RU les uns par rapport aux autres. Ainsi, toutes les valeurs de RU émises par divers organismes sanitaires pour un contaminant donné ne se valent pas nécessairement du point de vue de leur robustesse scientifique, et des RU provenant de sources primaires sont, en principe, présumés être de qualité comparable entre eux et de meilleure qualité que des RU issus de sources secondaires. Une évaluation en profondeur des différents choix faits par les institutions à l'origine des valeurs de RU quant aux études critiques de départ — humaines, ou animales dans le cas du Cd, aux facteurs d'extrapolation et d'incertitude appliqués ou encore au traitement numérique et statistique des données issues des études critiques d'origine, permettrait de juger, de manière plus appuyée, de la robustesse scientifique de chaque valeur de RU. Une telle évaluation en profondeur dépasse le cadre du mandat confié par la DSPu-AT à l'ESRTR. Mais puisque le risque négligeable de 1 sur 1 million est dépassé pour tous les cas de figure quant au RU considéré, ne pas avoir procédé à cette évaluation porte peu à conséquence du point de vue du portrait global émanant du présent travail.

Certaines limites au présent travail doivent être rappelées. Ainsi, même si les chiffres obtenus suggèrent, pour une population d'environ 40 000 habitants comme RN, jusqu'à une dizaine de cas de cancer du poumon causés sur une période de 70 ans avec les scénarios d'exposition considérés, ceci demeure un exercice théorique qu'il est impossible de valider. Dans ce contexte, il importe plutôt de se référer à la balise convenue de risque cancérigène de 1×10^{-6} .

Une autre limite est que les scénarios de concentrations dans l'air qui seront retrouvées dans le futur sont hautement incertains. Toutefois, le fait que les risques varient relativement peu en fonction des scénarios d'exposition et les concentrations post-2018 y étant associées montre que cette limite n'a pas beaucoup d'impact sur le constat général qui peut être fait à partir des données disponibles pour 1991-2018. Ceci dit, aucun scénario ne prévoit une hausse des concentrations. Si tel était le cas, l'exercice serait à refaire.

Une incertitude résiduelle demeure également concernant la capacité à ce que l'IC95 %+ sur la moyenne arithmétique des mesures effectuées au cours des années aux six stations d'échantillonnage prises en compte reflète réellement l'exposition pertinente à l'évaluation du risque cancérigène de la population durant la période d'étude, tant pour RN que pour le QND. Par ailleurs, les modèles de risques sur lesquels se basent les RU utilisés ici sont décrits chez des populations de travailleurs exposés de manière relativement constante dans le temps. Or, il est bien établi que les émissions à RN sont de nature très fluctuante. Ainsi, on ne peut pas exclure que la dynamique de cancérogenèse soit modifiée, surtout que des interrogations demeurent quant aux mécanismes d'action de la cancérigénicité de l'As (41,42). Il demeure que tant les statistiques de concentrations disponibles que les valeurs de RU utilisées constituent les outils disponibles avec lesquels il faut composer, et leurs limites ne sauraient remettre en question toute la validité de la démarche présentée ici et de ses résultats. Mentionnons que l'analyse des distributions des valeurs de concentrations mesurées aux stations d'échantillonnage, selon les divers scénarios du tableau 2, a fait ressortir que les valeurs numériques des IC95 %+ sur les moyennes arithmétiques correspondent à entre le 72^e et le 83^e centile des distributions de valeurs, selon les scénarios, ce qui correspond grossièrement au centile prescrit par les *Lignes directrices* (75^e) pour les évaluations de risque déterministes et confère un certain niveau de conservatisme aux analyses effectuées. Par ailleurs, à titre de comparaison, utiliser le 90^e centile des données de concentration disponibles plutôt que les valeurs des IC95 %+ sur les moyennes arithmétiques donnerait, à scénario d'exposition égal, des étendues de risque légèrement plus de 2 fois plus élevées (voir l'annexe 3 en comparaison du tableau 6). Bien que cela ne soit pas négligeable, il reste que c'est le choix de la valeur de RU qui demeure la principale source de variation des valeurs de risque cancérigène calculées ici.

Enfin, l'évaluation du risque cancérigène associé aux retombées au sol ne tient compte ni de l'exposition cutanée ni de l'ingestion potentielle d'aliments du potager ayant pu bioconcentrer l'As ou le Cd présents dans les sols; ce phénomène est significatif dans le cas du Cd. Toutefois, l'absorption systémique par la voie cutanée est généralement négligeable par rapport à l'ingestion (< 10 %) pour les substances inorganiques tels les métaux, d'une part (43). D'autre part, les données de concentrations dans les sols qui sont disponibles ici ne concernent que les trois premiers centimètres de sol. Les concentrations possiblement retrouvées plus en profondeur, là où se retrouvent les racines des légumes d'un potager éventuel, demeurent inconnues. Ainsi, le fait de ne pas avoir pris en compte ces deux sources d'exposition a probablement peu d'impact sur les résultats finaux.

4.4 Conclusion

Pour conclure, les émissions historiques d'arsenic et de cadmium de la Fonderie Horne sont associées à un risque estimé accru de cancer dépassant le seuil de risque considéré comme négligeable au Québec. Bien que, comme pour tout processus similaire, l'évaluation du risque toxicologique réalisée ici comporte des incertitudes, ce dépassement des balises convenues au Québec incite à agir rapidement pour réduire les émissions, en particulier celles d'As. En effet, selon les scénarios examinés dans cette évaluation, même si le fardeau des émissions passées est important, une diminution à court terme de la cible d'émission d'As réduirait de manière non négligeable le risque cancérigène s'il est évalué à partir de 2005. Toutes les actions visant la réduction des émissions auront un impact positif sur le risque cancérigène futur des plus jeunes et des prochaines générations. Ceci est d'autant plus pertinent que les émissions d'arsenic et de cadmium contribuent à la contamination des sols auxquels les jeunes enfants sont particulièrement exposés.

RÉFÉRENCES

1. ATSDR. Toxicological Profile for Cadmium. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology, Atlanta, GA. 2012;487.
2. ATSDR. Toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology, Atlanta, GA. 2007;559.
3. MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA LUTTE CONTRE LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES. Orientations et références techniques pour la deuxième attestation d'assainissement – Fonderie de cuivre [En ligne]. Gouvernement du Québec; 2018 [cité le 21 mars 2022]. Disponible : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/prri/index.htm>
4. CISSS – ABITIBI TÉMISCAMINGUE [En ligne]. CISSS de l'Abitibi-Témiscamingue. Caractérisation préliminaire des sols à l'arsenic, au cadmium et au plomb dans le périmètre urbain de Rouyn-Noranda. Disponible : <https://www.ciasss-at.gouv.qc.ca/solsrn/>
5. 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
6. Direction de la santé publique d'Abitibi-Témiscamingue. Rapport de l'étude de biosurveillance menée à l'automne 2019 sur l'imprégnation à l'arsenic de la population du quartier Notre-Dame de Rouyn-Noranda [En ligne]. Gouvernement du Québec; 2020. Disponible : https://www.ciasss-at.gouv.qc.ca/partage/BIOSURVEILLANCE/Rapport_biosurveillance_2019_F.pdf
7. 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>
8. 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.
9. 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.
10. 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>
11. 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.
12. Gouvernement du Canada, Environment Canada, Santé Canada. L'arsenic et ses composés [En ligne]. Ottawa : Groupe Communication Canada; 1993. (Loi canadienne sur la protection de l'environnement Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation). Disponible : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/loi-canadienne-protection-environnement-liste-substances-interet-prioritaire-rapport-evaluation-arsenic-composes.html>

13. 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.
14. TCEQ. Arsenic and Inorganic Arsenic Compounds CAS Registry Numbers: 7440-38-2 (Arsenic). Texas Commission on Environmental Quality; 2013 p. 103.
15. 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.
16. 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.
17. 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.
18. U.S. EPA. II. Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure. Dans: Arsenic, inorganic; CASRN 7440-38-2 [En ligne]. U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment; 1995 [cité le 24 nov 2021]. (Integrated Risk Information System (IRIS) U.S. Environmental Protection Agency. Chemical Assessment Summary.). Disponible : https://iris.epa.gov/static/pdfs/0278_summary.pdf
19. Brown CC, Chu KC. Approaches to epidemiologic analysis of prospective and retrospective studies: Example of lung cancer and exposure to arsenic. *Alta, VT;* 1983.
20. 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.
21. 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.
22. 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.
23. 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.
24. Santé Canada. L'ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES SITES CONTAMINÉS FÉDÉRAUX AU CANADA : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) VERSION 3.0. 2021.
25. 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.
26. 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).
27. 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.
28. 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.

29. TCEQ. Cadmium and Cadmium Compounds CAS Registry Numbers: Cadmium 7440-43-9 Cadmium Carbonate 513-78-0 Cadmium Chloride 10108-64-2 Cadmium Oxide 1306-19-0 Cadmium Sulfate 10124-36-4 Cadmium Sulfide 1306-23-6. Texas Commission on Environmental Quality; 2016 p. 83.
30. 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.
31. U.S. EPA. II. Carcinogenicity Assessment for Lifetime Exposure. Dans: Integrated Risk Information System (IRIS) U.S. Environmental Protection Agency Chemical Assessment Summary Cadmium; CASRN 7440-43-9 [En ligne]. U.S. Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment; 1987 [cité le 2 déc 2021]. p. 11. Disponible : https://iris.epa.gov/static/pdfs/0141_summary.pdf
32. 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>
33. Martel-Desjardins A. Assouplissement de la norme sur le nickel : des organismes s'opposent au projet. *Radio-Canada* [En ligne]. 10 févr 2022 [cité le 2 mai 2022]; Disponible : <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1861394/fonderie-metaux-lourds-rouyn-noranda>
34. Walsh P. Avis sur l'arsenic dans l'air ambiant à Rouyn-Noranda [En ligne]. Direction du suivi de l'état de l'environnement; 2004 [cité le 21 mars 2022]. Disponible : <https://www.environnement.gouv.qc.ca/air/rouyn-noranda/arsenic.htm#:~:text=Le%20MENV%20a%20en%20effet,m3%20observ%C3%A9%20en%201991>
35. Valcke M, Krishnan K. Physiologically Based Pharmacokinetic Modeling in the Risk assessment of Developmental Toxicants. Dans: Hansen DK and A BD, Hansen DK and A BD, rédacteurs. *Developmental Toxicology*. New York : Informa Health Care; 2009. p. 243-74.
36. Bailey KA, Smith AH, Tokar EJ, Graziano JH, Kim KW, Navasumrit P, et al. Mechanisms Underlying Latent Disease Risk Associated with Early-Life Arsenic Exposure: Current Research Trends and Scientific Gaps. *Environ Health Perspect.* févr 2016;124(2):170-5.
37. Farzan SF, Karagas MR, Chen Y. In utero and early life arsenic exposure in relation to long-term health and disease. *Toxicology and Applied Pharmacology.* oct 2013;272(2):384-90.
38. Martinez VD, Lam WL. Health Effects Associated With Pre- and Perinatal Exposure to Arsenic. *Front Genet.* 2021;12:664717.
39. Roh T, Steinmaus C, Marshall G, Ferreccio C, Liaw J, Smith AH. Age at Exposure to Arsenic in Water and Mortality 30-40 Years After Exposure Cessation. *Am J Epidemiol.* 1 nov 2018;187(11):2297-305.
40. National Research Council. Critical Aspects of EPA's IRIS Assessment of Inorganic Arsenic: Interim Report [En ligne]. The National Academies Press; 2013 [cité le 21 mars 2022]. Disponible : <https://www.nap.edu/catalog/18594/critical-aspects-of-epas-iris-assessment-of-inorganic-arsenic-interim>
41. Zhao Y, Edwards SW, Wolf DC, Conolly R. Development of a biologically based dose response (BBDR) model for arsenic induced cancer [En ligne]. Raleigh, NC; 2007. Disponible : https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=186283&Lab=NCCT
42. Lamm SH, Boroje IJ, Ferdosi H, Ahn J. A review of low-dose arsenic risks and human cancers. *Toxicology.* 30 mai 2021;456:152768.

43. U.S. EPA. Dermal Exposure Assessment: A Summary of EPA Approaches. [En ligne]. Washington, DC : U.S. Environmental Protection Agency; 2007. Rapport no EPA 600/R-07/040F. Disponible : https://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=469581
44. Équipe scientifique sur les risques toxicologiques et radiologiques. Méthodologie de recherche et de sélection de valeurs toxicologiques de référence chroniques. Institut National de Santé Publique du Québec; nov 2021.
45. Brouwere KD, Cornelis C. Protocol for the selection of health-based reference values (RV). 2016;55.
46. 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>
47. [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>
48. [En ligne]. EFSA. Publications | EFSA; [cité le 9 nov 2021]. Disponible : <https://www.efsa.europa.eu/en/publications>
49. [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>
50. 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
51. 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>
52. [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/>
53. [En ligne]. WHO. Drinking-water quality guidelines; [cité le 19 oct 2021]. Disponible : <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>
54. 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>
55. [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>
56. Santé Canada. Approach for preparation of Residential Indoor Air Quality Guidelines and Guidance (RIAQGs). 2015.
57. [En ligne]. Santé Canada, Environnement Canada. Deuxième liste des 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>

58. [En ligne]. Santé Canada, Environnement Canada. Première liste des 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>
59. [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>
60. [En ligne]. Santé Canada. Qualité de l'eau - Rapports et publications- Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Documents techniques; [cité le 30 juill 2021]. Disponible : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau.html>
61. [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/securete-produits-consommation/pesticides-lutte-antiparasitaire/public/consultations.html>
62. [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>
63. [En ligne]. U.S. 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>
64. [En ligne]. U.S. EPA. Human Health Benchmarks for Pesticides; [cité le 30 juill 2021]. Disponible : <https://iaspub.epa.gov/apex/pesticides/f?p=HHBP:home:51092080960:::>
65. [En ligne]. U.S. EPA. About Pesticide Registration; 27 févr 2013 [cité le 9 nov 2021]. Disponible : <https://www.epa.gov/pesticide-registration/about-pesticide-registration>
66. [En ligne]. U.S. EPA. IRIS- Integrated Risk Information System; 15 mars 2013 [cité le 29 juill 2021]. Disponible : <https://www.epa.gov/iris>
67. [En ligne]. U.S. 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>
68. [En ligne]. U.S. 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>
69. [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>
70. [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>

71. [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>
72. 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>
73. 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>
74. 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>
75. 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>
76. [En ligne]. CCME. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement; [cité le 30 juill 2021]. Disponible : <https://ccme.ca/fr/resources#>
77. 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>
78. 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 n° 711701092/2009.
79. 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.
80. [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>
81. Alberta Government. Guidance for Selecting Toxicity Reference Values for ALberta Tier 1 and Tier 2 Soil and Groundwater Remediation Guidelines. 2017.
82. FDA. Use of Reference Values in the Toxicological Evaluation of Inhaled Tobacco Products [En ligne]. Food and Drug Administration; 2019 p. 14. Disponible : <https://www.fda.gov/media/124680/download>
83. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). Scientific Opinion on arsenic in food. Efsa Journal. 2009;7(10):1351.
84. Chiou HY, Chiou ST, Hsu YH, Chou YL, Tseng CH, Wei ML, et al. Incidence of Transitional Cell Carcinoma and Arsenic in Drinking Water: A Follow-up Study of 8,102 Residents in an Arseniasis-endemic Area in Northeastern Taiwan. American Journal of Epidemiology. 1 mars 2001;153(5):411-8.
85. Ferreccio C, González C, Milosavjlevic V, Marshall G, Sancha AM, Smith AH. Lung Cancer and Arsenic Concentrations in Drinking Water in Chile. Epidemiology. 2000;11(6):673-9.

86. U.S. FDA. Arsenic in Rice and Rice Products Risk Assessment Report [En ligne]. U.S. Food and Drug Administration; 2016 p. 284. Disponible : <https://www.fda.gov/media/96071/download>
87. Chen CL, Chiou HY, Hsu LI, Hsueh YM, Wu MM, Chen CJ. Ingested arsenic, characteristics of well water consumption and risk of different histological types of lung cancer in northeastern Taiwan. *Environmental Research*. 1 juill 2010;110(5):455-62.
88. Chen CL, Chiou HY, Hsu LI, Hsueh YM, Wu MM, Wang YH, et al. Arsenic in Drinking Water and Risk of Urinary Tract Cancer: A Follow-up Study from Northeastern Taiwan. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*. 6 janv 2010;19(1):101-10.
89. JECFA. Evaluation of certain contaminants in food: seventy-second [72nd] report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives [En ligne]. Rome, Italy: World Health Organization; 2011. Disponible : [http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44514/WHO TRS 959 eng.pdf?sequence=1](http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/44514/WHO_TRS_959_eng.pdf?sequence=1)
90. Tseng WP, Chu HM, How SW, Fong JM, Lin CS, Yeh S. Prevalence of Skin Cancer in an Endemic Area of Chronic Arsenicism in Taiwan. *JNCI: Journal of the National Cancer Institute*. 1 mars 1968;40(3):453-63.
91. Tseng WP. Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspectives*. août 1977;19:109-19.
92. Santé Canada. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – l'arsenic [En ligne]. mai 2006. Disponible : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-arsenic.html>
93. Morales KH, Ryan L, Kuo TL, Wu MM, Chen CJ. Risk of internal cancers from arsenic in drinking water. *Environmental Health Perspectives*. juill 2000;108(7):655-61.
94. Chen CJ, Chuang YC, Lin TM, Wu HY. Malignant Neoplasms among Residents of a Blackfoot Disease-endemic Area in Taiwan: High-Arsenic Artesian Well Water and Cancers. *Cancer Research*. 1 nov 1985;45(11_Part_2):5895-9.
95. WU MM, KUO TL, HWANG YH, CHEN CJ. Dose-response relation between arsenic concentration in well water and mortality from cancers and vascular diseases. *American Journal of Epidemiology*. 1 déc 1989;130(6):1123-32.

ANNEXE 1 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 (44)⁹. La méthodologie détaillée est disponible sur demande. À noter que seule les VTR cancérigènes sans seuil de dose, soit les risques unitaires (RU), ont été compilées puisque le présent mandat ne portait que sur le risque de cancer.

Toutes les VTR cancérigènes sans seuil des sources primaires et secondaires retenues par l'ESRTR sont recherchées et compilées selon la voie d'exposition (voir les tableaux A1-1 et A1-2). 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 (45). Les sources secondaires sont définies comme étant des organismes nationaux **ou régionaux** (ex. : un État américain) ayant détaillé leur méthodologie d'élaboration des VTR et chez lesquels les évaluations ayant mené aux VTR proposées peuvent ou non inclure un processus de révision par les pairs, donc qui n'est pas obligatoire. De plus, dans le passé, ces sources de VTR ont été utilisées régulièrement par l'ESRTR en raison de la qualité de leurs méthodologies.

⁹ Version de travail du 15 novembre 2021.

Tableau A1-1 Sources de données primaires pour le processus de sélection de VTR de l'ESRTR

Organisme	Source de VTR	Voie d'exposition	Référence
ATSDR	MRL – <i>Minimal Risk Levels for Hazardous Substances</i>	Inhalation et ingestion	(46,47)
EFSA	Rapports scientifiques et opinions publiés dans la revue <i>EFSA Journal</i>	Ingestion	(48,49)
OMS	<i>WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants</i> , version 2010	Inhalation	(50)
OMS	<i>Air quality guidelines for Europe</i> , version 2000 ^A	Inhalation	(10)
OMS	<i>Evaluations of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)</i>	Ingestion	(51,52)
OMS	<i>WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants</i> , version 2010	Ingestion	(53,54)
Santé Canada ^B	<i>Lignes directrices sur la qualité de l'air intérieur résidentiel</i>	Inhalation	(55,56)
Santé Canada ^C	Première et deuxième listes des substances prioritaires (LSIP1 et LSIP2)	Inhalation	(57–59)
Santé Canada	<i>Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada</i> - Documents techniques	Ingestion	(60)
Santé Canada	Projets de décision d'homologation (PRF) pesticides seulement	Ingestion	(61,62)
U.S. EPA	IRIS – Integrated Risk Information System	Inhalation et ingestion	(63)
U.S. EPA	Human Health Benchmarks for Pesticides	Ingestion	(64,65)

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 finalisées au milieu des années 1990 (LSIP1) et au début des années 2000 (LSIP2). Aucune mise à jour n'a été effectuée depuis.

Tableau A1-2 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	(66)
U.S. EPA	Human Health and Drinking Water Advisory Documents for Chemical Contaminants	Ingestion	(67)
U.S. EPA	Regulatory Support Documents for Chemical Contaminants	Ingestion	(68)
Anses	Valeurs toxicologiques de référence (VTR) de l'Anses	Inhalation et ingestion	(69)
Anses	Valeurs guides de qualité d'air Intérieur (VGAi)	Inhalation	(70)
Anses	Les avis et les rapports sur Avis du comité d'experts spécialisé (CES) « Eaux »	Ingestion	(71)
OEHHA	Toxicity Criteria on Chemicals Evaluated by OEHHA	Inhalation et ingestion	(72)
TCEQ	Final Development Support Documents (DSDs)	Inhalation et ingestion	(73)
MDH	Human Health-Based Water Guidance Table	Ingestion	(74)

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 aux 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 évaluées par le programme IRIS (75).

Enfin, les VTR des sources tertiaires (voir le tableau A1-3 à la p. 36) 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 A1-3 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	(76)
RIVM	Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels	Inhalation et ingestion	(77)
RIVM	Re-evaluation of some human-toxicological Maximum Permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001	Inhalation et ingestion	(78)
RIVM	Health-based guideline values for the indoor environment	Inhalation	(79)
Santé Canada	L'évaluation pour les sites contaminés fédéraux au Canada : valeurs toxicologiques de référence (VTR) Version 3.0	Inhalation et ingestion	(24)
Santé Canada	Niveaux de référence dans l'air intérieur	Inhalation	(80)

CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement. RIVM : National Institute for Public Health and the Environment des Pays-Bas.

Certains auteurs publient leur VTR dans des articles scientifiques. Bien que cette démarche implique une revue par les pairs, l'ESRTR priorise d'abord les sources primaires et secondaires bien reconnues dans son processus de recherche et de compilation des VTR, puisque cette approche est cohérente avec celle d'autres organismes (45,75,81,82). Toutefois, en l'absence de données provenant des sources priorisées, les VTR publiées dans des revues scientifiques peuvent être recherchées en tant que sources tertiaires. Enfin, toute autre source tertiaire peut être recherchée pourvu qu'elle soit justifiée.

ANNEXE 2 RISQUES UNITAIRES POUR L'ARSENIC PAR INGESTION

Tableau A2-1 Valeurs de risques unitaires (RU) proposées par différentes sources pour l'arsenic par la voie d'ingestion

Organisme, année publication (référence)	RU (mg/kg/jour) ⁻¹	Étude(s) critique(s), année (référence)	Effet critique	Espèce	Type de source
EFSA, 2009 (83) ^A	1,3	Chiou et collab., 2001 (84)	Cancer de la vessie	Humain	Primaire
	33	Ferreccio et collab., 2000 (85)	Cancer du poumon		
FDA, 2016 (86) ^B	1,1	Chen et collab., 2010 (87)	Cancer du poumon	Humain	Tertiaire
	0,38	Chen et collab., 2010 (88)	Cancer de la vessie		
JECFA, 2011 (89) ^C	1,7	Chen et collab., 2010 (87)	Cancer du poumon	Humain	Primaire
OEHHA, 2011 (8)	1,5	Tseng et collab., 1968 (90) Tseng, 1977 (91)	Cancer de la peau	Humain	Secondaire
Santé Canada, 2006 (92)	1,8	Morales et collab., 2000 (93) Chen et collab., 1985 (94)	Cancer du poumon	Humain	Primaire
	0,14	Wu et collab., 1989 (95).	Cancer du foie		
Santé Canada, 1993 (12) ^D	2,8	Tseng et collab., 1968 (90) Tseng, 1977 (91)	Cancer de la peau	Humain	Primaire
U.S. EPA – IRIS, 1995 (18)	1,5	Tseng et collab., 1968 (90) Tseng, 1977 (91)	Cancer de la peau	Humain	Primaire

RU Risque unitaire – Proportion de cas de cancer supplémentaires estimés au sein d'une population exposée à 1 µg/kg-jour d'un contaminant donné pendant la vie entière par rapport à la proportion de cas attendus dans une population non exposée à ce même contaminant (32); EFSA : European Food Safety Authority; FDA; JECFA : Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. OEHHA : California Office of Environmental Health Hazard Assessment. IRIS : Integrated Risk Information System.

- ^A L'EFSA présente une étendue de doses repérées (BMDL01) allant de 0,3 à 8 µg/kg/jour. L'ESRTR a obtenu les RU en utilisant ces valeurs pour un incrément de risque de 1 %.
- ^B Le rapport de la FDA a été inclus par l'ESRTR en raison de son caractère récent.
- ^C Le JECFA propose une dose repérée (BMDL0,05) de 3 µg/kg/jour. L'ESRTR a obtenu le RU en utilisant cette valeur pour un incrément de risque de 0,5 %.
- ^D 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.

ANNEXE 3 RISQUE CANCÉRIGÈNE EN UTILISANT LES 90^{ES} CENTILES DES CONCENTRATIONS D'ARSENIC ET DE CADMIUM MESURÉES DANS L'AIR DE ROUYN-NORANDA

Tableau A3-1 Risque de cancer pour trois des cinq scénarios d'exposition à l'arsenic (As) et au cadmium (Cd) par inhalation évalués, séparément et en combinaison, en fonction des valeurs de risques unitaires (RU) émises par les divers organismes sanitaires recensés, en considérant le 90^e centile des concentrations mesurées

Scénario d'exposition*	Risque pour	Risque de cancer en fonction des valeurs de RU émises par les divers organismes sanitaires recensés**				
		U.S. EPA	OMS	SC	TCEQ	OEHHA
Statu quo-RN	As :	$8,5 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-5}$	$6,6 \times 10^{-4}$
	Cd :	$2,8 \times 10^{-5}$	nd	$1,5 \times 10^{-4}$	$7,5 \times 10^{-6}$	$6,5 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$8,8 \times 10^{-4}$	nd	$1,5 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-5}$	$7,3 \times 10^{-5}$
Diminution-2RN	As :	$4,5 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$6,7 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-5}$	$3,5 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,7 \times 10^{-5}$	nd	$9,4 \times 10^{-5}$	$4,7 \times 10^{-6}$	4×10^{-5}
	Combiné :	$4,7 \times 10^{-4}$	nd	$7,6 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-4}$
Progressif-RN	As :	$4,6 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-5}$	$3,5 \times 10^{-4}$
	Cd :	$1,7 \times 10^{-5}$	nd	$9,4 \times 10^{-5}$	$4,7 \times 10^{-6}$	4×10^{-5}
	Combiné :	$4,8 \times 10^{-4}$	nd	$7,8 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-4}$
Statu quo-QND	As :	$1,2 \times 10^{-3}$	$4,4 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$4,4 \times 10^{-5}$	$9,6 \times 10^{-4}$
	Cd :	$3,9 \times 10^{-5}$	nd	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$9,1 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$1,2 \times 10^{-3}$	nd	$2,1 \times 10^{-3}$	$5,5 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-3}$
Diminution-2QND	As :	$6,7 \times 10^{-4}$	$2,3 \times 10^{-4}$	$9,9 \times 10^{-4}$	$2,3 \times 10^{-5}$	$5,1 \times 10^{-4}$
	Cd :	$2,3 \times 10^{-5}$	nd	$1,3 \times 10^{-4}$	$6,3 \times 10^{-6}$	$5,4 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$6,9 \times 10^{-4}$	nd	$1,1 \times 10^{-3}$	$2,8 \times 10^{-5}$	$5,6 \times 10^{-4}$
Progressif-QND	As :	$7,0 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-5}$	$5,3 \times 10^{-4}$
	Cd :	$2,3 \times 10^{-5}$	nd	$1,3 \times 10^{-4}$	$6,3 \times 10^{-6}$	$5,4 \times 10^{-5}$
	Combiné :	$7,2 \times 10^{-4}$	nd	$1,1 \times 10^{-3}$	3×10^{-5}	$5,8 \times 10^{-4}$

* Rappelons qu'en ce qui concerne le Cd les concentrations considérées sont les mêmes pour les scénarios qui diffèrent du statu quo, mais sont distincts entre RN et le QND (voir le tableau 2).

** U.S. EPA : United States Environmental Protection Agency; OMS : Organisation mondiale de la Santé; SC : Santé Canada; TCEQ : Texas Commission on Environmental Quality; OEHHA : Office of Environmental Health Hazard Assessment (Californie).

nd L'OMS n'ayant pas déterminé de valeurs de RU pour le Cd, aucun risque cancérigène n'est calculé pour cette substance.

