



Health
Canada

Sante
Canada

*Your health and
safety... our priority.*

*Votre santé et votre
securité... notre priorité.*

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada

Arsenic

Document technique

Période de consultation se termine le
6 mai 2025

Canada

Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Arsenic

Document technique aux fins de consultation publique

Fin de la période de consultation : **6 mai, 2025**

Objet de la consultation

Le présent document technique décrit l'évaluation des renseignements disponibles sur l'arsenic dans l'intention de mettre à jour la valeur de la recommandation pour l'arsenic dans l'eau potable. La consultation vise à recueillir des commentaires sur la recommandation proposée, l'approche utilisée pour son élaboration, et les répercussions possibles de sa mise en œuvre.

Le document technique existant sur l'arsenic, élaboré en 2006, fondait la concentration maximale acceptable (CMA) de 0,01 mg/L (10 µg/L) sur l'incidence des cancers internes (poumon, vessie et foie) chez l'être humain, en tenant compte des limites de la réalisabilité du traitement employé aux échelles municipale et résidentielle. Le présent document propose une CMA de 0,005 mg/L (5 µg/L) fondée sur une méta-analyse d'études épidémiologiques dont les données probantes indiquent un lien entre le cancer du poumon et la présence d'arsenic dans l'eau potable.

L'abaissement de la CMA proposée de 10 µg/L à 5 µg/L permettrait de réduire le risque à vie excédentaire estimé de cancer du poumon (supérieur au niveau de fond canadien) de 7 à 3,5 cas pour mille personnes. La CMA proposée tient également compte des limites des technologies de traitement aux échelles municipale et résidentielle associées à l'atteinte de concentrations d'arsenic dans l'eau potable égales ou inférieures à la valeur basée sur la santé. Le respect de la recommandation proposée entraînerait des coûts d'infrastructure, de technologie et de fonctionnement pour de nombreux réseaux d'eau, ce qui toucherait particulièrement les petites collectivités aux ressources limitées. Compte tenu des risques pour la santé liés à l'exposition à l'arsenic, il est recommandé de déployer tous les efforts possibles pour réduire les concentrations d'arsenic dans l'eau potable au niveau le plus faible possible.

Ce document est mis à disposition pendant une période de consultation publique de 60 jours. Veuillez envoyer vos commentaires (avec justification à l'appui, le cas échéant) à Santé Canada par courriel : water-consultations-eau@hc-sc.gc.ca

Santé Canada doit recevoir tous les commentaires avant le 6 mai 2025. Les commentaires reçus dans le cadre de cette consultation seront communiqués aux membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP), accompagnés du nom et de l'affiliation de leur auteur. Les auteurs qui ne souhaitent pas que leur nom et leur affiliation soient communiqués aux membres du CEP devraient joindre une déclaration à cet effet à leurs commentaires.

Il convient de noter que ce document technique fera l'objet d'une révision à la suite de l'évaluation des commentaires reçus et que Santé Canada établira une recommandation sur l'eau

potable, au besoin. Il faudrait le considérer comme une ébauche aux fins de commentaires seulement.

Valeur de la recommandation proposée

Santé Canada propose une concentration maximale acceptable (CMA) de 0,005 mg/L (5 µg/L) pour l'arsenic dans l'eau potable, en fonction de la réalisabilité du traitement employé aux échelles municipale et résidentielle. Il faudrait déployer tous les efforts possibles pour maintenir les concentrations d'arsenic dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre.

Sommaire

Santé Canada a préparé ce document technique, qui évalue tous les renseignements pertinents sur l'arsenic, en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP). Le document évalue les risques pour la santé associés à l'arsenic inorganique dans l'eau potable, et tient compte des nouvelles études et approches ainsi que des limites de la technologie de traitement disponible.

Exposition

L'arsenic est un élément naturel très répandu dans la croûte terrestre. Il peut pénétrer dans les sources d'eau potable par l'érosion et l'altération du sol, des minéraux et des minerais, par les effluents industriels, les procédés d'exploitation minière et de fonte, par l'utilisation de composés arsenicaux pour la préservation du bois, par la combustion du charbon, du bois et des déchets, et par le dépôt atmosphérique.

Ce document technique traite de l'exposition à l'arsenic inorganique par ingestion d'eau potable.

Les Canadiens sont exposés à l'arsenic principalement par les aliments et l'eau potable. La contribution de ces deux sources dépend de la concentration d'arsenic dans l'eau destinée à la consommation et utilisée pour reconstituer des boissons ou des aliments. Lorsqu'une population vit dans une région où les concentrations d'arsenic présent à l'état naturel sont élevées ou qui se trouve à proximité d'un site contaminé, l'eau potable peut être le facteur le plus important de l'exposition globale aux formes inorganiques d'arsenic.

L'arsenic se trouve à la fois dans les sources d'eau de surface et dans les sources d'eau souterraine. Une analyse des concentrations d'arsenic dans les sources d'eau au Canada a révélé l'existence de points chauds localisés où les niveaux dépassent la CMA proposée. Les concentrations d'arsenic sont généralement plus élevées dans les sources d'eau souterraine que dans les sources d'eau de surface. En général, la concentration dans les eaux traitées et distribuées au Canada est inférieure à la CMA proposée de 5 µg/L.

Effets sur la santé

La base de données épidémiologiques sur l'arsenic inorganique est vaste. Les données chez l'animal sont d'une utilité limitée pour l'évaluation des risques pour l'être humain, car les

animaux réagissent différemment à l'exposition à l'arsenic. Les études épidémiologiques font état d'associations entre l'exposition orale à l'arsenic dans l'eau potable et de nombreux effets cancéreux et non cancéreux. Les liens de causalité les plus étroits établis entre le cancer chez l'être humain et l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable à des concentrations inférieures à 100 µg/L concernent la vessie et les poumons. Le cancer du poumon est l'effet le plus sensible. La CMA proposée pour l'arsenic dans l'eau potable est fondée sur le cancer du poumon chez l'être humain; pour la calculer, on a estimé un risque à vie excédentaire de cancer du poumon au-dessus du niveau de fond canadien. En raison des limites de la technologie de traitement disponible, on a fixé la CMA proposée à un niveau supérieur à la concentration qui représente un risque « essentiellement négligeable ».

Considérations d'ordre analytique et liées au traitement

L'élaboration d'une recommandation pour l'eau potable tient compte de la capacité à mesurer le contaminant et à l'enlever des approvisionnements en eau potable. Plusieurs méthodes d'analyse existent pour mesurer l'arsenic dans l'eau à des concentrations bien inférieures à la CMA proposée. Les mesures doivent porter sur l'arsenic total, qui comprend à la fois les formes dissoutes et particulaires de l'arsenic dans un échantillon d'eau.

À l'échelle municipale, les technologies de traitement disponibles pour réduire les concentrations d'arsenic dans l'eau potable à des niveaux inférieurs à la CMA proposée comprennent la coagulation, la précipitation chimique, les procédés d'enlèvement du fer, l'adsorption, la filtration sur membrane et l'échange d'ions. La performance de ces technologies dépend de facteurs tels que l'espèce d'arsenic, le pH, le type de coagulant, la dose de coagulant et le type d'adsorbant. Toutes ces technologies parviennent mieux à enlever l'arséniate [As(V)] que l'arsénite [As(III)]. Si l'eau contient de l'As(III), une préoxydation est recommandée. Outre le traitement, les stratégies de gestion de l'arsenic comprennent le mélange contrôlé avant les points d'entrée dans le réseau ou l'utilisation d'autres approvisionnements en eau dont la concentration d'arsenic est nulle ou faible.

À l'échelle résidentielle, il existe des normes de certification pour les dispositifs qui ont recours à la filtration, à l'osmose inverse (OI) ou au traitement de distillation pour diminuer la concentration d'arsenic. Pour que les appareils soient certifiés, la concentration d'As(V) dans l'eau traitée doit être inférieure ou égale à 10 µg/L. Un examen des données compilées provenant de la certification des dispositifs d'OI montre qu'ils enlèvent systématiquement l'As(V) jusqu'à une concentration de 4 µg/L. Il est attendu qu'un dispositif de traitement certifié pour l'enlèvement de l'arsenic permettra d'atteindre la CMA proposée. Toutefois, si la concentration d'arsenic dans l'eau traitée dépasse toujours la CMA proposée, cela peut indiquer la présence d'As(III) dans l'eau, et une oxydation de l'As(III) en As(V) peut se révéler nécessaire. Il est important de consulter un spécialiste local de l'eau pour déterminer le traitement approprié, y compris le besoin d'ajouter une étape d'oxydation et les limites d'une telle étape.

Lorsque l'on utilise un tel dispositif de traitement, il est important de faire analyser des échantillons d'eau prélevés à l'entrée et à la sortie du dispositif de traitement par un laboratoire accrédité afin d'assurer l'enlèvement adéquat de l'arsenic. L'utilisation et l'entretien de routine des dispositifs de traitement, y compris le remplacement des composants du filtre, doivent être effectués conformément aux spécifications du fabricant.

Réseau de distribution

Il est recommandé aux responsables de systèmes de distribution d'eau potable d'élaborer un plan de gestion du réseau de distribution afin de réduire au minimum l'accumulation et la libération de contaminants coïncidents, y compris l'arsenic. Cela nécessite généralement de réduire au minimum la concentration d'arsenic entrant dans le réseau de distribution et de mettre en œuvre des pratiques exemplaires afin de maintenir des conditions stables offrant une qualité chimique et biologique de l'eau dans tout le réseau, ainsi que pour réduire au minimum les perturbations physiques et hydrauliques.

Application des recommandations

Note : Des conseils spécifiques concernant l'application des recommandations pour l'eau potable devraient être obtenus auprès de l'autorité appropriée en matière d'eau potable.

Tous les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient mettre en place un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau qui est complet et à jour. Une approche « de la source au robinet » qui assure le maintien de la salubrité de l'eau devrait être utilisée. Cette approche exige une évaluation du réseau pour caractériser la source d'approvisionnement en eau; décrire les barrières de traitement qui préviennent ou réduisent la contamination; déterminer les conditions menant à une contamination; et mettre en œuvre des mesures de contrôle. Une surveillance opérationnelle est alors établie et des protocoles opérationnels ou de gestion sont institués (par exemple, les modes opératoires normalisés, mesures correctives et interventions en cas d'incident). Une surveillance de la conformité est élaborée, ainsi que d'autres protocoles permettant de valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont adoptés (par exemple, la tenue de registres, satisfaction des consommateurs). Il faut aussi former les opérateurs pour veiller à ce que ce plan soit efficace en tout temps.

Les recommandations visent à protéger la population contre les effets sur la santé de l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable au cours de la vie. Tout dépassement de la CMA proposée devrait faire l'objet d'une enquête et être suivi des mesures correctives appropriées, s'il y a lieu. En cas de dépassement dans une source d'eau qui n'est pas traitée, une surveillance supplémentaire devrait être mise en place afin de confirmer le dépassement. S'il est confirmé que les concentrations d'arsenic dans la source d'approvisionnement en eau sont supérieures à la CMA proposée, on devrait alors mener une enquête afin de déterminer la meilleure façon de diminuer l'exposition à l'arsenic. Les options possibles comprennent l'utilisation d'un autre approvisionnement en eau ou l'installation d'un système de traitement de l'arsenic. Si un système de traitement de l'eau est déjà en place lorsqu'un dépassement survient, une enquête devrait être menée pour vérifier l'efficacité du traitement et déterminer si des ajustements visant à diminuer la concentration dans l'eau traitée sous la CMA proposée s'imposent.

Il est probable que les épisodes de coloration de l'eau soient accompagnés d'une libération de contaminants accumulés, dont l'arsenic, parce que l'arsenic dissous peut être adsorbé sur les dépôts présents dans les réseaux de distribution et les installations de plomberie. Il ne faut donc pas considérer de tels événements uniquement comme un problème d'ordre esthétique, mais procéder à un échantillonnage en vue de détecter la présence de métaux et, le cas échéant,

effectuer des travaux d'entretien du réseau de distribution. Cependant, l'absence de coloration de l'eau ne signifie pas qu'aucun métal n'est libéré.

Table des matières

1.0 Considérations relatives à l'exposition.....	1
1.1 Identité de la substance.....	1
1.2 Utilisations, sources et devenir environnemental.....	1
1.3 Exposition.....	3
2.0 Considérations relatives à la santé.....	14
2.1 Cinétique	14
2.1.1 Absorption.....	14
2.1.2 Distribution	14
2.1.3 Métabolisme.....	15
2.1.4 Élimination.....	16
2.1.5 Modélisation pharmacocinétique à base physiologique	17
2.2 Effets sur la santé	17
2.2.1 Effets sur la santé chez l'être humain	18
2.2.2 Populations qui pourraient être touchées de façon disproportionnée	29
2.2.3 Génotoxicité.....	32
2.2.4 Mode d'action	33
2.2.5 Études clés choisies	35
3.0 Calcul de la valeur basée sur la santé (VBS).....	37
4.0 Méthodes analytiques de détection de l'arsenic	41
4.1 Méthodes standardisées	41
4.2 Préparation des échantillons	42
4.3 Analyseurs en ligne et trousse portative de terrain.....	43
5.0 Considérations relatives au traitement.....	43
5.1 Chimie de l'arsenic.....	44
5.2 Traitement à l'échelle municipale	44
5.2.1 Préoxydation	46
5.2.2 Coprécipitation/adsorption.....	47
5.2.3 Adsorption.....	55
5.2.4 Filtration sur membrane	62
5.2.5 Échange d'ions	65
5.2.6 Adoucissement à la chaux amélioré.....	67
5.2.7 Traitement combiné	68
5.2.8 Résumé du traitement à grande échelle à partir des données provinciales/territoriales	68
5.3 Considérations relatives aux réseaux de distribution	68
5.3.1 Dépôt et accumulation d'arsenic.....	69
5.3.2 Libération d'arsenic	71
5.4 Gestion des résidus	73
5.5 Traitement à l'échelle résidentielle	73

5.5.1 Réalisabilité du traitement à l'échelle résidentielle	75
6.0 Stratégies de gestion	77
6.1 Stratégies de contrôle	77
6.2 Surveillance	78
6.2.1 Source d'eau.....	79
6.2.2 Surveillance opérationnelle/surveillance du traitement	79
6.2.3 Surveillance de la conformité	80
6.2.4 Réseau de distribution.....	80
6.2.5 Surveillance résidentielle	81
7.0 Considérations internationales.....	81
8.0 Justification.....	82
9.0 Bibliographie	85
Annexe A : Liste des sigles et abréviations.....	118
Annexe B : Répercussions prévues sur les provinces et les territoires.....	121
Annexe C : Données sur la qualité de l'eau au Canada.....	130
Annexe D : Études primaires évaluées dans le cadre de l'évaluation des risques	132
Annexe E : Résumé des technologies d'enlèvement de l'arsenic	151

1.0 Considérations relatives à l'exposition

1.1 Identité de la substance

L'arsenic est un métalloïde dont les états d'oxydation sont -3, 0, 3 et 5. Il est largement répandu dans toute la croûte terrestre et représente un constituant très important d'au moins 245 espèces minérales. Les sources naturelles d'arsenic comprennent les sédiments volcaniques, les minéraux sulfurés et les oxydes métalliques. Le minéral sulfuré d'arsenic le plus courant est l'arsénopyrite, que l'on trouve fréquemment dans de nombreux gisements d'or filonien, comme ceux de Yellowknife, dans les Territoires du Nord-Ouest. Au Canada, les minéraux sulfurés sont la source la plus courante d'arsenic. Ces minéraux sont généralement composés de 0,02 % à 0,5 % d'arsenic; toutefois, certains minéraux de pyrite peuvent contenir jusqu'à 10 % d'arsenic (Hindmarsh et McCurdy, 1986; Abraitis et coll., 2004). Le Tableau 1 présente les propriétés de certains composés arsenicaux.

Tableau 1. Propriétés de certains composés arsenicaux relatives à leur présence dans l'eau potable

Propriété	Arsenic ¹	Arséniate de calcium ²	Hydrogéoarsénate de disodium ³	Arsénite de sodium ⁴	Pentaoxyde de diarsenic ⁵	Acide arsénique (arséniate) ⁵	Trioxyde de diarsenic ⁵
NE CAS	7440-38-2	7778-44-1	7778-43-0	7784-46-5	1303-28-2	7778-39-4	1327-53-3
Formule moléculaire	As	Ca ₃ (AsO ₄) ₂	Na ₂ HAsO ₄	NaAsO ₂	As ₂ O ₅	AsO(OH) ₃	As ₂ O ₃
Masse moléculaire (g/mol)	74,92	398,07	185,91	129,91	229,84	141,94	201,87
Solubilité dans l'eau	Insoluble	0,13 g/L à 25 °C	610 g/L à 15 °C	Librement soluble	391,9 g/L à 25 °C	590 g/L ⁶	582 g/L à 25 °C
Pression de vapeur (volatilité)	S. O.	0 mm Hg à 20 °C (négligeable)	S. O.	S. O.	2,81 × 10 ⁻¹⁰ mm Hg (négligeable)	5,75 × 10 ⁻¹⁹ mm Hg (négligeable)	4,11 × 10 ⁻⁹ mm Hg à 25 °C (négligeable)
Coefficient de partage octanol/eau (K_oe)	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.
Constante de la loi d'Henry	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.	S. O.

NE CAS : Numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service; S. O. : sans objet

¹ NLM (2022a)

² NLM (2022b)

³ NLM (2022c)

⁴ NLM (2022d)

⁵ EPI Suite (2017)

⁶ Shiu et coll. (1990)

1.2 Utilisations, sources et devenir environnemental

Les composés arsenicaux sont employés comme alliages dans la fabrication de transistors, de lasers et de semi-conducteurs, ainsi que dans les processus de fabrication du verre, des pigments, des textiles, du papier, des adhésifs métalliques, des céramiques, des agents de traitement et de protection du bois, des munitions et des explosifs. L'arsenic présent dans l'air ambiant provient principalement de la combustion de combustibles fossiles (particulièrement le charbon), de la production de métaux, des activités agricoles et de l'incinération des déchets. L'arsenic dans l'eau provient de l'érosion et de l'altération du sol, des minéraux et des minerais, d'effluents industriels et miniers, et de dépôts atmosphériques (Hindmarsh et McCurdy, 1986; Hutton et Symon, 1986; ATSDR, 2007; CIRC, 2012). L'arsenic est présent à l'état naturel dans le sol, mais il peut aussi y pénétrer par l'extraction et la fonte de métaux non ferreux, l'utilisation de composés arsenicaux pour la préservation du bois, la combustion du charbon et du bois ainsi que par l'incinération des déchets (ATSDR, 2007).

Dans l'eau de surface, l'arsénite [As(III)] et l'arséniate [As(V)] forment des sels insolubles avec des cations (habituellement du fer) qui peuvent être en suspension dans l'eau. Ces particules se déposent habituellement dans les sédiments. Ce phénomène de sédimentation se produit à un degré moindre dans les eaux souterraines profondes, parce que le pH y est plus élevé et les concentrations de fer plus faibles (Hindmarsh et McCurdy, 1986).

L'arsenic se présente sous différentes formes (organiques [ou méthylées] ou inorganiques) et avec des valences différentes, selon le pH, l'activité microbienne et le potentiel d'oxydation de l'eau. Dans les eaux de surface bien oxygénées, l'As(V) est généralement l'espèce la plus courante (Irgolic, 1982; Cui et Liu, 1988; CIRC, 2012). En milieu réducteur, qu'on retrouve souvent dans les sédiments des lacs ou dans les eaux souterraines profondes, l'As(III) prédomine (Lemmo et coll., 1983; Welch et coll., 1988).

Les changements climatiques peuvent avoir des répercussions sur la qualité de l'eau en raison de l'augmentation du nombre d'événements extrêmes comme les inondations, les sécheresses et les feux de forêt. Berry et Schnitter (2019) et Bush et Lemmen (2019) discutent des impacts des changements climatiques en général. Les fluctuations des niveaux d'eau souterraine dues aux changements climatiques peuvent avoir un effet indirect sur le potentiel d'oxydoréduction. L'état d'oxydoréduction de l'eau souterraine peut se mesurer par les changements dans la concentration de fer, de manganèse et d'oxygène dissous (Jarsjö et coll., 2020). Le fer ou les oxyhydroxydes de manganèse peuvent adsorber ou désorber l'arsenic lorsque les concentrations changent en réponse aux variations des propriétés géochimiques de l'aquifère (Ayotte et coll., 2015; Degnan et coll., 2020).

Les niveaux d'eau souterraine peuvent augmenter en raison des changements climatiques. Cela peut accroître le contact entre les couches de terre végétale hautement conductrices et l'eau souterraine. Un modèle hydrogéologique et géochimique a montré qu'une augmentation de 0,2 m du niveau de l'eau souterraine pouvait augmenter le débit massique de l'As(III) d'un facteur de 1,8. Il a été démontré que les flux massiques d'As(III) sont 1 000 fois plus élevés que les flux massiques d'As(V). Il est possible que la mobilité de l'arsenic augmente lorsque l'environnement passe d'un milieu oxydant à un milieu réducteur (Jarsjö et coll., 2020).

Le pompage intensif des puits et l'assèchement des systèmes d'eau souterraine a augmenté les concentrations d'arsenic dans les aquifères. Une étude effectuée à Perth, en Australie, a permis

d'établir qu'il n'y avait pas d'arsenic dans les puits d'étude peu profonds en 1976 (limite de détection non fournie). Après un assèchement important, la concentration d'arsenic a dépassé 1 000 µg/L dans les puits de surveillance, a atteint jusqu'à 7 000 µg/L dans les puits de forage non tubés et se situait entre 5 et 15 µg/L dans les puits d'approvisionnement en eau en 2004 (Appleyard et coll., 2006). Les auteurs ont détecté des concentrations d'arsenic plus élevées près de la nappe phréatique dans les zones d'eau souterraine acides. Les niveaux d'arsenic diminuaient avec la profondeur (jusqu'à environ 5 m) à mesure que le pH de l'eau souterraine remontait aux niveaux ambients naturels. Dans les puits profonds, les conditions d'oxydoréduction devenaient de plus en plus réductrices, ce qui a entraîné une augmentation de la présence d'arsenic. Le pompage excessif des aquifères profonds entraîne la compaction de l'argile environnante, ce qui a pour effet de rejeter l'arsenic qui réside dans ses pores vers les aquifères adjacents (Erban et coll., 2013; Smith et coll., 2018).

Les précipitations qui suivent les feux de forêt extrêmes peuvent avoir une incidence sur les cours d'eau, dont les effets sont notamment une augmentation des concentrations d'arsenic et de carbone organique dissous (Bladon et coll., 2014; Murphy et coll., 2015, 2020; Paul et coll., 2022; Beyene et coll., 2023). L'arsenic peut être mobilisé à la suite de perturbations du sol causées par les feux de forêt et pénétrer dans les eaux de surface et les eaux souterraines. Aux États-Unis, une étude de Pennino et coll. (2022) a évalué les concentrations mesurées tirées du Safe Drinking Water Information System ainsi que des Centers for Disease Control and Prevention (de 2006 à 2016) afin d'explorer l'impact des feux de forêt sur la contamination des réseaux d'eau publics en fonction de plusieurs paramètres, dont l'arsenic. Les infractions liées à l'arsenic (incidents de concentrations supérieures au « maximum contaminant level » [niveau maximal de contaminant] de 0,01 mg/L) associées aux sources d'eau souterraine ont augmenté de 1,08 infraction par réseau sur 3 ans et de 1,13 infraction sur 10 ans après les feux de forêt, comparativement au même nombre d'années antérieures aux feux de forêt. Les concentrations moyennes annuelles d'arsenic ont augmenté de 0,92 µg/L pendant la période de 3 ans précédent ou suivant un feu de forêt et de 0,95 µg/L pendant la période de 10 ans précédent ou suivant un feu de forêt. Dans l'ensemble, les infractions liées à l'arsenic ont augmenté dans 35 % des sites et diminué dans 48 % des sites après un feu de forêt, tandis que les concentrations d'arsenic ont augmenté dans 40 % des sites et diminué dans 22 % des sites après un feu de forêt. Ces données indiquent que les feux de forêt sont une source potentielle de rejets d'arsenic dans les sources d'eau potable souterraine.

1.3 Exposition

Les personnes au Canada sont exposées à l'arsenic principalement par les aliments et l'eau potable. La contribution de ces deux sources dépend de la concentration d'arsenic dans l'eau destinée à la consommation et utilisée pour reconstituer des boissons et/ou des aliments. Lorsqu'une population vit dans une région où les concentrations d'arsenic présent à l'état naturel sont élevées ou qui se trouve à proximité d'un site contaminé, l'eau potable peut être le facteur le plus important de l'exposition globale aux formes inorganiques d'arsenic.

Eau

Des données sur l'arsenic total (inorganique) provenant de la surveillance de l'eau effectuée par les provinces et les territoires (PT) (approvisionnements municipaux et non municipaux) ont été obtenues. Ces ensembles de données comprenaient les concentrations d'arsenic total dans l'eau

brute, l'eau traitée et l'eau du réseau de distribution. Les concentrations d'arsenic total proviennent de la Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuit (DGSPNI) de Services aux Autochtones Canada ainsi que de l'étude nationale sur l'eau potable (ENEP). Ces ensembles de données reflètent les différentes limites de détection (LD) utilisées par les laboratoires accrédités au sein des secteurs de compétence et entre eux, ainsi que leurs programmes de surveillance respectifs. Par conséquent, l'analyse statistique des données sur l'exposition ne donne qu'une image limitée. Les résultats des données des PT et de la DGSPNI sont présentés dans le Tableau 2; les résultats des données de l'ENEP figurent dans le Tableau 3; quant aux études de surveillance de l'eau de surface et de l'eau souterraine menées par Environnement et Changement climatique Canada (ECCC), elles sont présentées à l'annexe C.

Pour les concentrations d'arsenic total :

- Les données des PT montraient généralement des niveaux d'arsenic plus élevés dans l'eau souterraine brute que dans l'eau de surface. Les valeurs moyennes dans l'eau traitée et distribuée étaient généralement inférieures à 5 µg/L, quelle que soit la source.
- Les données de la DGSPNI montrent des valeurs moyennes d'arsenic dans les eaux traitées et distribuées en dessous de 5 µg/L. Les concentrations du 90e centile étaient généralement inférieures à 5 µg/L, mais l'eau traitée ou distribuée de certaines sources d'eau souterraine dépassait cette valeur.
- Les concentrations du 90e centile dans les données de l'ENEP étaient inférieures à 5 µg/L pour les eaux traitées et distribuées. On a observé des valeurs plus élevées dans les sources d'eau souterraine.
- Les concentrations du 90e centile dans les données de surveillance à long terme des eaux de surface d'ECCC étaient généralement inférieures à 5 µg/L.
- Les études de surveillance des eaux souterraines ambiantes des PT (annexe C) ont montré que les concentrations du 90e centile allaient jusqu'à 40 µg/L. Aucune des sources concernées n'est utilisée pour l'eau potable.

Tableau 2. Présence d'arsenic total dans l'eau potable canadienne

Secteur de compétence (LD en µg/L) [années]	Type de système d'eau	Type d'eau	Détections/ échantillons	% détections	Concentration (µg/L)		
					Médiane	Moyenne ^a	90e centile
Alberta ¹ (0,07–1) [2014–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	82/90	91,1	8,05	11,10	23,50
		Souterraine – Traitée	115/131	87,8	0,70	3,65	8,59
		Surface – Brute	148/148	100	0,40	0,59	1,00
		Surface – Traitée	552/555	99,5	0,30	0,28	0,40
		Souterraine et/ou surface – Traitée	5/6	83,3	0,45	0,37	NC
Colombie-Britannique ² (0,1–9) [2014–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	136/201	67,7	1,12	18,91	5,69
		Souterraine – Traitée	0/12	0	< LD	< LD	< LD
		Souterraine – Distribuée	163/216	74,5	0,735	2,54	6,43
		Souterraine – Non précisé	290/353	82,2	0,25	1,23	3,52
		Surface – Brute	13/68	19,1	< LD	0,40	0,51
		Surface – Distribuée	15/19	78,9	0,31	1,77	5,00
		Surface – Non précisé	6/90	6,67	< LD	0,31	< LD
		Souterraine et/ou surface – Brute	6/22	27,3	< LD	1,37	5,10
		Souterraine et/ou surface – Traitée	18/20	90	4,075	4,35	9,08

Secteur de compétence (LD en µg/L) [années]	Type de système d'eau	Type d'eau	Détections/échantillons	% détections	Concentration (µg/L)		
					Médiane	Moyenne ^a	90e centile
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	38/59	64,4	0,4	2,07	6,91
		Souterraine et/ou surface – Non précisé	23/44	52,3	0,25	1,25	4,97
DGSPNI, Atlantique ³ (0,1–1,0)	Public et semi-public	Souterraine – Brute	28/41	68,3	1,0	2,4	3,0
		Souterraine – Traitée	39/58	67,2	1,1	2,3	3,0
		Souterraine – Distribuée	132/275	48	< LD	5,2	14,0
		Surface – Brute	0/9	0	< LD	< LD	< LD
		Surface – Traitée	0/19	0	< LD	< LD	< LD
		Surface – Distribuée	3/27	11,1	< LD	0,6	< LD
	Puits et réseaux privés	Souterraine – Brute	0/1	0	< LD	< LD	NC
		Souterraine – Distribuée	82/418	19,6	< LD	2,1	2,4
DGSPNI, Manitoba ³ (0,1–1,0)	Public et semi-public	Souterraine – Brute	138/167	8,3	< LD	1,6	< LD
		Souterraine – Traitée	114/160	71,3	0,5	0,8	1,6
		Souterraine – Distribuée	73/187	39,0	< LD	1,4	2,4
		Surface – Brute	221/240	92,1	0,6	0,9	1,7
		Surface – Traitée	208/243	85,6	0,4	0,6	1,0
		Surface – Distribuée	4/6	66,7	0,5	0,5	NC
	Puits et réseaux privés	Souterraine – Brute	13/13	100	3,7	15,2	30,5
		Souterraine – Traitée	11/19	57,9	0,5	2,7	10,8
		Souterraine – Distribution	338/816	41,4	< LD	1,6	3,1
DGSPNI Ontario ³ (0,1–0,6)	Public et semi-public	Souterraine – Brute	2/36	5,6	< LD	0,9	< LD
		Souterraine – Traitée	36/258	14,0	< LD	0,9	2,5
		Souterraine – Distribuée	34/201	16,9	< LD	1,0	2,0
		Surface – Brute	4/60	6,7	< LD	0,7	< LD
		Surface – Traitée	14/391	3,6	< LD	0,5	< LD
		Surface – Distribuée	1/40	2,5	< LD	0,5	< LD
	Puits et réseaux privés	Souterraine – Brute	1/2	50	0,3	0,3	NC
		Souterraine – Traitée	1/7	14,3	< LD	0,4	NC
		Souterraine – Distribuée	17/372	4,6	< LD	0,6	< LD
Île-du-Prince-Édouard ⁴ (0,1–4) [2015–2018] et [2018–2023]	Municipal	Souterraine – Brute	ND	ND	ND	1,4	ND
		Souterraine – Distribution	ND	ND	ND	0,7	ND
	Semi-public	Souterraine – Non précisé	ND	ND	ND	1,8	ND
	Puits privés [2018–2023]	Souterraine – Brute ^b	10 741/ 10 982	97,8%	0,7	1,4	2,8
Manitoba ⁵ (0,1–2) [2011–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	697/799	87,2	1,33	4,54	10,70
		Souterraine – Traitée	980/1 179	83,1	0,87	2,38	6,41
		Souterraine – Distribuée	88/100	88	0,94	2,33	6,07
		Surface – Brute	601/609	98,7	1,01	1,97	5,10
		Surface – Traitée	613/643	95,3	0,70	0,84	1,42
		Surface – Distribuée	69/74	93,2	0,76	0,79	1,20
		Souterraine et/ou surface – Brute	172/179	96,1	1,60	2,89	5,64
		Souterraine et/ou surface – Traitée	180/208	86,5	0,70	1,57	4,41
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	24/26	92,3	0,72	1,12	3,41
Nouveau-Brunswick ⁶ (1–2) [2013–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	347/1 222	28,4	< LD	1,84	4,00
		Souterraine – Traitée	76/199	38,2	< LD	7,22	10,0
		Souterraine – Distribuée	95/627	15,2	< LD	1,1	2,0
		Souterraine – Non précisé	20/88	22,7	< LD	1,0	2,0
		Surface – Brute	0/60	0	< LD	< LD	< LD
		Surface – Distribuée	1/186	0,5	< LD	0,59	< LD
		Souterraine et surface – Brute	76/301	25,3	< LD	0,91	1,8

Secteur de compétence (LD en µg/L) [années]	Type de système d'eau	Type d'eau	Détections/échantillons	% détections	Concentration (µg/L)			
					Médiane	Moyenne ^a	90e centile	
Nouvelle-Écosse ⁷ (1–2) [2011–2018]	Municipal	Souterraine et surface – Traitée	326/761	42,8	< LD	10,9	4,0	
		Souterraine et surface – Distribuée	95/685	13,9	< LD	1,0	1,0	
		Souterraine et surface – Non précisé	23/79	29,1	< LD	4,6	3,0	
Ontario ⁸ (0,11) [2013–2018]		Souterraine – Brute	89/245	36,3	< LD	2,34	5,00	
		Souterraine – Traitée	43/124	34,7	< LD	1,43	3,60	
		Surface – Brute	148/148	100	0,40	0,59	1,00	
		Surface – Traitée	543/546	99,5	0,30	0,28	0,40	
Québec ⁹ (0,3–20) [2013–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	556/563	98,8	0,40	0,77	1,40	
		Souterraine – Traitée	222/233	95,3	0,50	0,65	1,36	
		Souterraine – Distribuée	141/146	96,6	0,40	0,55	1,10	
		Surface – Brute	248/249	99,6	0,50	0,61	1,00	
		Surface – Traitée	241/250	96,4	0,30	0,35	0,59	
		Surface – Distribuée	288/293	98,3	0,30	0,38	0,60	
		Souterraine et/ou surface – Brute	485/527	92,0	0,60	0,73	1,20	
		Souterraine et/ou surface – Traitée	544/560	97,1	0,40	0,54	1,00	
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	597/622	96,0	0,40	0,50	0,90	
Saskatchewan ¹⁰ (0,01–0,5)	Municipal [2013–2018]	Souterraine – Distribuée	1 440/6 814	21,1	< LD	1,4	3	
		Surface – Distribuée	202/2 171	9,3	< LD	0,71	< LD	
		Souterraine – Brute	196/218	89,9	3,80	10,21	28,21	
		Surface – Brute	83/83	100	1,50	3,67	10,22	
	Puits privés [1996–2011]	Souterraine et surface – Traitée	151/176	85,8	1,10	3,37	10,66	
		Souterraine et surface – Distribuée	2 255/2 528	89,2	0,80	3,1	8,4	
Terre-Neuve ¹¹ (0,5) [2014–2018]	Municipal	Souterraine – Brute	3 319/4 128	80,4	0,9	5,0	14,0	
		Souterraine – Distribuée	28/99	28,3	< LD	1,45	3,00	
		Surface – Brute	527/1 216	43,3	< LD	2,04	5,00	
		Surface – Distribuée	9/627	1,4	< LD	0,51	< LD	
Yukon ¹² (0,1–4,3) [2014–2018]	Non municipal	Souterraine – Brute	37/3 223	1,1	< LD	0,51	< LD	
		Souterraine – Non précisé	27/30	90	0,63	3,97	14,52	
	Municipal	Souterraine – Brute	179/183	97,8	2,1	4,5	14,1	
		Souterraine – Traitée	102/125	81,6	0,60	1,8	5,4	
		Surface – Brute	9/9	100	14,7	13,3	16,0	
Canada ^c	Municipal	Surface – Traitée	20/21	95,2	2,0	2,6	6,8	
		Souterraine – Traitée	1 537/2 002	76,8	S. O.	2,6	S. O.	
		Souterraine – Distribuée	2 454/9 118	26,9	S. O.	1,5	S. O.	
		Surface – Traitée	1 426/1 682	84,8	S. O.	0,60	S. O.	
		Surface – Distribuée	612/5 966	10,3	S. O.	0,5	S. O.	
		Souterraine et/ou surface – Traitée	1 224/1 731	70,7	S. O.	5,5	S. O.	
		Souterraine et/ou surface – Distribuée	3 899/3 920	99,5	S. O.	2,28	S. O.	

DGSPNI : Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuits; LD : limite de détection; < LD : valeur inférieure à la limite de détection (pour la médiane avec < 50 % de détections; pour le 90e centile avec < 10 % de détections et moyenne avec 0 % de détections); NC : non calculé en raison d'une taille d'échantillon insuffisante; ND : non disponible; Non précisé : échantillon sans précision indiquant s'il s'agit d'eau brute, traitée ou distribuée; S. O. : sans objet.

^a Non-détections incluses à la moitié du niveau de détection dans le calcul de la moyenne.

^b Concentrations d'arsenic dissous.

^c Les moyennes canadiennes se sont calculées en prenant la moyenne pondérée des concentrations d'arsenic des secteurs de compétence qui ont fourni des données (à l'exclusion des données de la DGSPNI) [somme de (nombre d'échantillons des PT) × (concentration d'arsenic des PT)] ÷ nombre total d'échantillons.

¹ Alberta Provincial Programs Branch (2019)

² British Columbia Ministry of Health (2019)

³ Services aux Autochtones Canada (2019)

⁴ Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard (2019)

⁵ Développement durable Manitoba (2019)

⁶ Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (2019)

⁷ Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse (2019)

⁸ Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario (2022)

⁹ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2019)

¹⁰ Saskatchewan Water Security Agency (2019)

¹¹ Newfoundland and Labrador Department of Municipal Affairs and Environment (2019)

¹² Ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon (2019)

Tableau 3. Résumé des concentrations d'arsenic total tirées de l'étude nationale sur l'eau potable (2009 à 2010)

Type d'eau	Été (µg/L)				Hiver (µg/L)			
	Détections/échantillons	Médiane	Moyenne ^a	90e centile	Détections/échantillons	Médiane	Moyenne ^a	90e centile
Puits – Brute	7/18	< LD	2,36	9,30	7/17	< LD	0,80	2,00
Puits – Traitée	5/18	< LD	1,58	4,40	4/16	< LD	1,50	4,90
Puits – Distribuée	6/18	< LD	1,61	4,30	2/9	< LD	1,50	NC
Lac – Brute	0/21	< LD	< LD	< LD	1/20	< LD	0,58	< LD
Lac – Traitée	0/21	< LD	< LD	< LD	0/20	< LD	< LD	< LD
Lac – Distribuée	0/21	< LD	< LD	< LD	1/11	< LD	0,57	< LD
Rivière – Brute	3/26	< LD	1,25	4,90	3/22	< LD	0,80	2,00
Rivière – Traitée	0/25	< LD	< LD	< LD	0/22	< LD	< LD	< LD
Rivière – Distribuée	0/26	< LD	< LD	< LD	0/12	< LD	< LD	< LD

LD : limite de détection (0,5 µg/L); < LD : sous la limite de détection (pour la médiane avec < 50 % de détections; pour le 90e centile avec < 10 % de détections et moyenne avec 0 % de détections); NC : non calculé en raison de données insuffisantes.

^a Non-détections incluses à la moitié du niveau de détection. L'analyse des échantillons s'est faite par digestion thermique en milieu acide.

Source : Santé Canada, 2017.

Une Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations a inclus les résultats de huit régions de l'Assemblée des Premières Nations (EANEPE, 2021). Le document comprend un résumé de l'échantillonnage de l'eau du robinet de 1 516 ménages. Les concentrations d'arsenic étaient inférieures à 10 µg/L dans tous les ménages sauf un, où la concentration maximale était de 14 µg/L.

McGuigan et coll. (2010) ont effectué un examen des concentrations d'arsenic, accessibles au public, dans l'eau potable au Canada. Ils ont compilé tous les renseignements disponibles dans la littérature (concentrations d'arsenic dans l'eau brute, dans l'eau traitée et rapports). Cette étude a montré que la plupart des échantillons d'eau contenaient des concentrations d'arsenic inférieures à 10 µg/L. Plusieurs points chauds localisés en Alberta, en Colombie-Britannique, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve-et-Labrador, en Nouvelle-Écosse, au Québec et en Saskatchewan ont des concentrations d'arsenic plus élevées.

Aliments

Les aliments sont généralement considérés comme l'une des sources d'exposition à l'arsenic les plus importantes au Canada. Les populations vivant dans des zones où la concentration d'arsenic présent à l'état naturel est élevée ou à proximité d'un site contaminé font exception. Compte tenu de l'exposition moyenne à l'arsenic par les aliments (Santé Canada, 2022a), les aliments représentent la plus grande source d'exposition lorsque les concentrations d'arsenic dans l'eau sont inférieures à 3 µg/L pour les nourrissons et à 5 µg/L pour les adultes; au-dessus de ces concentrations, l'eau potable devient la principale source d'exposition. L'arsenic peut se trouver sous forme organique et inorganique dans les aliments; on considère généralement que les formes inorganiques sont beaucoup plus toxiques pour l'être humain. La quantité et les formes d'arsenic présentes dans les aliments dépendent de plusieurs facteurs, comme le type d'aliment, les conditions de croissance et les techniques de transformation (ACIA, 2022a). L'Étude canadienne sur l'alimentation totale est un programme de surveillance des aliments qui effectue un suivi des concentrations de contaminants chimiques dans les aliments généralement consommés par la population canadienne. Dans l'ensemble, de 1993 à 2018, les concentrations d'arsenic détectées variaient de 0,0075 ng/g dans l'eau du robinet à 8 495 ng/g dans le poisson de mer. Les concentrations d'arsenic dans différents aliments variaient de 0,7 à 6,6 ng/g dans le jus de pomme, de 219 à 362 ng/g dans les mollusques et crustacés, de 3 215 à 8 495 ng/g dans le poisson de mer, de 120 à 1 087 ng/g dans le poisson d'eau douce, de 31 à 99 ng/g dans le riz blanc et d'une concentration non décelée (nd) à 2,6 ng/g dans les préparations pour nourrissons. Dans l'eau du robinet, les concentrations d'arsenic variaient de nd à 1,05 ng/g (Santé Canada, 2020a).

Santé Canada a établi des limites maximales pour l'arsenic total dans les boissons (0,1 ppm), sauf les jus de fruits et les nectars, et dans l'eau embouteillée (0,01 ppm), ainsi que pour l'arsenic inorganique dans les jus de fruits et les nectars (0,01 ppm), et dans les jus de raisin et les nectars (0,03 ppm) (Santé Canada, 2020b).

Le riz est considéré comme une source importante d'exposition alimentaire, et il est probable qu'il ait des concentrations d'arsenic plus élevées que les autres aliments, car sa culture se fait en conditions d'inondation. L'arsenic inorganique peut représenter environ 70 % de la concentration d'arsenic du riz, et sa biodisponibilité est élevée. Les concentrations dans le riz brun (qui est moins transformé) sont généralement plus élevées que celles dans le riz blanc. Les résultats d'enquête recueillis par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) de 2011 à 2013 indiquent une concentration moyenne d'arsenic inorganique de 94,19 ppb dans le riz et les produits du riz (ACIA, 2018a). Santé Canada a établi des limites maximales respectives de 0,2, 0,35 et 0,1 ppm pour l'arsenic inorganique dans le riz poli (blanc), le riz décortiqué (brun) et les

aliments à base de riz pour bébés. Ces limites maximales s'appliquent également au riz blanc et au riz brun utilisés comme ingrédient dans d'autres aliments (Santé Canada, 2020b).

Dans le cadre de son Projet sur les aliments destinés aux enfants mené de 2013 à 2014, l'ACIA a mesuré l'arsenic total dans des échantillons d'aliments pour enfants. Elle a détecté la présence d'arsenic total dans 20,6 % des échantillons, à des concentrations qui variaient de 0,005 ppm dans les échantillons de jus et de purées contenant de la viande à un maximum de 0,023 ppm dans un échantillon de purée de légumes. Deux échantillons de jus se sont révélés positifs pour l'arsenic, un jus de poire (0,0067 ppm) et un jus de pomme (0,0054 ppm). Les deux échantillons présentaient un taux d'arsenic inorganique inférieur à la limite maximale de 0,01 ppm dans les jus de fruits. Les concentrations d'arsenic total mesurées dans les échantillons prélevés au cours de cette période étaient toutes comprises dans les plages mesurées pour les périodes précédentes (2008 à 2009 et 2010 à 2011) ou inférieures (ACIA, 2018b). L'ACIA a également publié des enquêtes ciblées sur la concentration d'arsenic total et la spéciation de l'arsenic dans les boissons alcoolisées, le poisson ainsi que les mollusques et crustacés échantillonnés au cours de la période de 2018 à 2019 et a ajouté les aliments pour bébés à base de riz à ses enquêtes au cours de la période de 2019 à 2020. Les concentrations moyennes d'arsenic total (et d'arsenic inorganique total) rapportées sont présentées dans le Tableau 4.

Tableau 4. Concentrations moyennes d'arsenic total et d'arsenic inorganique dans les aliments ciblés échantillonnés au cours des périodes de 2018 à 2019 et de 2019 à 2020 (ACIA, 2022a,b)

Échantillons d'aliments	Arsenic total moyen (arsenic inorganique total) en ppb	
	De 2018 à 2019	De 2019 à 2020
Boissons alcoolisées	3,31 (3,12)	4,28 (2,18)
Poisson	1 027 (1,31)	1 528 (1,48)
Mollusques et crustacés	5 831 (34,28)	4 810 (23,08)
Aliments pour nourrissons à base de riz	N/D	78,09 (52,91)

N/D : non disponible; ppb : parties par milliard.

Dans le cadre d'un projet intitulé « Surveillance de la spéciation de l'arsenic dans divers échantillons alimentaires », un projet du Fonds pour le contrôle et la surveillance qui s'inscrit dans le Plan de gestion des produits chimiques et qui est mené par la Direction générale des produits de santé et des aliments de Santé Canada, les chercheurs ont analysé 71 échantillons provenant de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale de 2011 et 75 échantillons provenant de l'étude de 2012 pour déterminer la concentration de six espèces d'arsenic : arsénobétaïne, arsénocholine, acide cacodylique (DMA), acide monométhylarsinique (MMA), As(III) et As(V). On a trouvé principalement de l'arsénobétaïne et de l'arsénocholine dans les échantillons de viande, de poisson et de champignons; ces deux espèces représentent une grande partie de l'arsenic total chez le poisson (plus de 95 % de l'arsenic total). En ce qui concerne les échantillons de viande ou d'aliments transformés, 35 échantillons contenaient ces deux espèces d'arsenic et, ensemble, elles représentaient moins de 13 % (en moyenne) de l'arsenic total. On a détecté la présence de DMA et de MMA dans la plupart des échantillons alimentaires, mais les espèces prédominantes mesurées étaient l'As(III) et l'As(V). En ce qui concerne les échantillons provenant de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale de 2011 et 2012, les concentrations d'arsenic total variaient respectivement entre 2,86 ng/g (cerises) et 80,9 ng/g (céréales à base de riz) et entre 0,36 ng/g (café) et 72,9 ng/g (herbes et épices) (Santé Canada, 2016).

Air

Les chercheurs du programme du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique ont mesuré les concentrations d'arsenic dans l'air ambiant associées aux matières particulières fines (MP_{2,5}) dans 16 stations au Canada pendant la période allant de 2009 à 2013. Ils ont signalé une concentration moyenne de 0,0009 µg/m³, la plage allant de moins de 0,000016 à 0,74 µg/m³ dans 4 128 échantillons (Galarneau et coll., 2016). Les personnes vivant à proximité de sources ponctuelles d'arsenic inorganique, comme les fonderies de plomb et de cuivre, peuvent être exposées à des niveaux beaucoup plus élevés que ceux auxquels la population générale est exposée. Le rapport d'évaluation de la Liste des substances d'intérêt prioritaire d'Environnement Canada et de Santé et bien-être social Canada (1993) indique que les concentrations atmosphériques d'arsenic près des fonderies et d'un four de grillage du minerai d'or variaient de 0,086 à 0,3 µg/m³, alors que la concentration moyenne d'arsenic (dans la plupart des 11 villes étudiées) était de 0,001 µg/m³. À Rouyn-Noranda, au Québec, dans les environs d'une fonderie de cuivre, les concentrations annuelles moyennes d'arsenic dans l'air ambiant ont généralement affiché une tendance à la baisse entre le début des années 1990 et 2021. On observe des différences dans l'ampleur des concentrations d'arsenic selon l'emplacement des appareils de mesure : les stations éloignées de la fonderie affichent des concentrations annuelles inférieures à celles des stations plus proches de l'installation. Les données de 1993 à 2005 indiquent des concentrations moyennes annuelles d'arsenic nettement plus élevées, dépassant souvent 500 ng/m³ et atteignant jusqu'à 968 ng/m³ aux stations les plus proches de l'installation. En revanche, les concentrations variaient de 60 à 260 ng/m³ aux stations éloignées pendant la même période. De 2005 à 2021, les concentrations moyennes annuelles d'arsenic variaient généralement de 70 à 200 ng/m³ aux stations adjacentes à la fonderie, de 16 à 73 ng/m³ aux stations situées à une distance de 500 à 600 m et de 3 à 39 ng/m³ aux stations les plus éloignées.

Les matières particulières fines dans l'air extérieur, y compris les composés métalliques liés aux particules, peuvent s'infiltrer dans l'environnement intérieur et nuire à la qualité de l'air intérieur. Des données probantes indiquent que les particules infiltrées reflètent leur origine extérieure sur le plan de la composition élémentaire et que les matières particulières (MP) peuvent se déposer sous forme de poussière dans l'environnement intérieur (Rasmussen et coll., 2018). Par conséquent, les MP provenant de sources extérieures peuvent avoir des répercussions sur la santé en détériorant la qualité de l'air intérieur. Les auteurs ont mesuré l'arsenic dans la poussière intérieure de 1 025 habitations urbaines dans 13 villes canadiennes dans le cadre d'une évaluation des concentrations, des charges et des taux de charge représentatifs à l'échelle nationale de plusieurs métaux dans les habitations urbaines. Les concentrations d'arsenic variaient de 0,1 à 153 µg/g, à une moyenne mesurée de 13,1 µg/g et un 95e centile de 40,6 µg/g. Environ la moitié des habitations visées par l'étude se situaient à moins de 2 kilomètres de zones industrielles et se caractérisaient par des taux de charge de poussière et de métal plus élevés que ceux des habitations situées dans les zones non industrielles. Toutefois, les auteurs n'ont observé aucune différence significative des concentrations de poussière et de métal (y compris l'arsenic) entre les zones non industrielles et les zones industrielles. Les auteurs indiquent que le taux de charge de poussière plus élevé dans les zones industrielles est probablement à l'origine des taux de charge de métaux plus élevés observés dans les habitations situées près des zones industrielles (Rasmussen et coll., 2013).

Sol

L'arsenic dans le sol (principalement sous forme inorganique) provient des matières sous-jacentes qui constituent le sol, des déchets industriels ou de l'utilisation de composés arsenicaux pour la préservation du bois. En général, l'exposition à l'arsenic provenant du sol ne devrait se produire que dans les régions où il y a des sources industrielles et géologiques. Les enfants sont potentiellement plus exposés à l'arsenic provenant du sol par ingestion accidentelle. Dans une étude canadienne récente, la concentration moyenne de fond d'arsenic dans le sol (matériau d'origine sous le sol de surface, appelé horizon C) dans 532 sites parmi 10 provinces était de 6,2 mg/kg pour les sols de la couche de surface (de 0 à 5 cm) et de l'horizon C combinés. Les chercheurs ont observé des concentrations élevées en Nouvelle-Écosse (moyenne : 10 mg/kg; écart-type : 28,1 mg/kg; 95e centile : 28 mg/kg, 67 échantillons), au Nouveau-Brunswick (moyenne : 8,5 mg/kg; écart-type : 5,4 mg/kg; 95e centile : 21 mg/kg, 115 échantillons) et à Terre-Neuve-et-Labrador (moyenne : 9,7 mg/kg; écart-type : 0,11 mg/kg; 95e centile : 31 mg/kg, 66 échantillons). Dans l'ensemble, ils ont détecté des concentrations d'arsenic significativement plus faibles dans la couche de surface (médiane : 4,7 mg/kg) que dans l'horizon C (médiane : 6,3 mg/kg), ce qui donne à penser que la majeure partie de la variabilité de l'arsenic entre les régions peut être attribuable aux caractéristiques du substrat rocheux (à savoir l'altération naturelle des matériaux d'origine riches en arsenic) (Dodd et coll., 2017).

Les auteurs ont trouvé des niveaux d'arsenic significativement plus élevés dans les zones influencées par les sources géologiques naturelles ou les opérations minières. Dans les résidus miniers de 14 districts aurifères historiques de la Nouvelle-Écosse, les concentrations d'arsenic variaient entre 10 et 312 000 mg/kg (moyenne : 11 900 mg/kg, 482 échantillons) (Parsons et coll., 2012). Dans la région de Yellowknife, les auteurs ont estimé que la concentration d'arsenic dans la couche de terre végétale (de 0 à 5 cm) variait de moins de 2 à 4 700 mg/kg (médiane : 120 mg/kg) à moins de 30 km de Yellowknife. À moins de 20 km de Yellowknife, 95 % des échantillons de la couche supérieure de 5 cm ont dépassé les valeurs recommandées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) pour les sols résidentiels (12 mg/kg), alors que seulement 49 % des sols au-delà de 20 km dépassaient cette valeur. Les auteurs ont mesuré des concentrations élevées d'arsenic (jusqu'à 4 700 mg/kg) dans les sols accessibles au public près des cheminées de four de grillage de mine hors service de la région. Les auteurs ont estimé que la concentration de fond d'arsenic dans la région était comprise entre 0,25 et 15 mg/kg en se basant sur 1 490 échantillons de till, à l'exclusion des échantillons prélevés dans un rayon de 20 km autour de la zone de Yellowknife en raison de l'influence de l'exploitation minière historique. Ils ont estimé le niveau du 95e centile à moins de 22 mg/kg (Palmer et coll., 2021).

Produits de consommation

Le tabac contient des concentrations mesurables d'arsenic. Le tabac se cultive dans plus de 120 pays et ses concentrations d'arsenic varient selon la région géographique (Lugon-Moulin et coll., 2008). La Chine et les États-Unis sont les plus grands producteurs de feuilles de tabac au monde (Eriksen et coll., 2012). Une étude récente a estimé que la valeur moyenne de l'arsenic dans le tabac extrait de 50 échantillons de grandes marques de cigarettes aux États-Unis (Fresquez et coll., 2013) était de 0,29 mg/kg (écart-type : 0,04), alors que la valeur moyenne pour 47 échantillons de grandes marques de cigarettes en Chine était de 0,85 mg/kg (écart-type :

0,73) (O'Connor et coll., 2010). Campbell et coll. (2014) ont analysé 14 échantillons de tabac provenant du Royaume-Uni, des États-Unis et de la Chine, y compris des produits de cigarette et des matériaux de référence certifiés. Les concentrations d'espèces inorganiques totales d'arsenic variaient de 144 à 3 914 µg/kg, tandis que la concentration de DMA variait de 21 à 176 µg/kg et celle du MMA de 30 à 116 µg/kg. Dans l'ensemble, les données indiquent un rapport constant d'environ 4:1 pour l'arsenic inorganique par rapport aux formes organiques.

Le cannabis pourrait aussi être une source potentielle d'exposition à l'arsenic, bien que les recherches sur les niveaux d'arsenic dans les produits du cannabis soient très limitées. Une étude de Bengyella et coll. (2022) indique que l'arsenic s'accumule dans les racines, les tiges et les feuilles de huit variétés différentes de plantes de chanvre. Les concentrations variaient largement entre les variétés et les structures végétales, allant de moins de 2 ppm à plus de 12 ppm. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour comprendre le potentiel d'exposition à l'arsenic découlant de la consommation de cannabis.

Données de biosurveillance

L'Enquête canadienne sur les mesures de la santé (ECMS) est une enquête nationale qui recueille des renseignements auprès de la population canadienne (dans 10 provinces) sur l'état de santé général. L'ECMS est l'enquête la plus complète et directe sur les mesures de santé menée au Canada, et elle est conçue pour représenter la population canadienne. Elle fournit des données de base sur plusieurs indicateurs de santé, y compris les expositions environnementales à des produits chimiques tels que l'arsenic. Ces données de biosurveillance tiennent compte de toutes les voies d'exposition.

On peut estimer l'exposition à l'arsenic inorganique à partir de la somme des concentrations urinaires de deux espèces inorganiques, As(III) et As(V), et de leurs métabolites méthylés (organiques), le MMA et le DMA. Le MMA et le DMA urinaires peuvent également provenir directement de la consommation de plusieurs aliments qui les contiennent, ou du métabolisme humain des arsénosucre et des arsénolipides, composés organoarséniques contenus dans les fruits de mer, mais on sait que la somme des concentrations urinaires d'As(III), d'As(V), de MMA et de DMA donne une estimation plus stable de l'exposition à l'arsenic inorganique que n'importe quelle espèce individuelle, étant donné que les variations de la population en degré de méthylation dues à des facteurs tels que l'âge, le sexe, l'indice de masse corporelle (IMC), etc., n'ont pas montré d'influence sur la somme (Hays et coll., 2010).

L'échantillonnage des espèces d'arsenic inorganique [As(III), As(V), MMA et DMA] dans l'urine s'étend sur cinq cycles de l'ECMS, de 2009 à 2019 (Santé Canada, 2021a). Les concentrations moyennes géométriques d'arsenic inorganique (calculées en prenant la somme des espèces d'arsenic inorganique) dans l'urine pour tous les groupes d'âge (de 3 à 79 ans) de la population canadienne sont demeurées relativement inchangées au cours des cinq cycles d'échantillonnage, allant de 5,1 à 5,5 µg d'arsenic/L. Les concentrations urinaires d'arsenic inorganique par âge et sexe sur les cinq cycles sont présentées dans le Tableau 5. Le volet de biosurveillance de l'ECMS fournit un instantané de l'exposition de la population (à l'arsenic inorganique) intégré à partir de toutes les sources. On a comparé les concentrations d'arsenic inorganique dans l'urine de 2016 à 2017 (Faure et coll., 2020) et de 2018 à 2019 (rapport à paraître) à un niveau dans l'urine équivalent à une valeur guide d'exposition basée sur la santé

(équivalent de biosurveillance). L'équivalent de biosurveillance pour l'arsenic dans l'urine utilisé pour la comparaison est de 6,4 µg d'arsenic/L, que l'on a calculé à partir d'une dose de référence de 0,0003 mg/kg de poids corporel par jour en fonction de l'hyperpigmentation, de la kératose et des complications vasculaires possibles. Le quotient de danger obtenu, calculé comme le rapport entre les concentrations à l'échelle de la population et l'équivalent de biosurveillance, était supérieur à 1 au 95e centile des concentrations de la population. Toutefois, il ne dépassait pas 1 lorsqu'on utilisait la moyenne géométrique des concentrations à l'échelle de la population, ce qui laisse croire que l'exposition peut dépasser les valeurs guides existantes pour une partie de la population, au moins par intermittence.

Tableau 5. Plage des concentrations d'arsenic inorganique dans l'urine (moyenne géométrique) pour cinq cycles d'échantillonnage de l'ECMS allant de 2009 à 2019, par âge et sexe (Santé Canada, 2021a)

Groupe d'âge (années) ou sexe	Plage des concentrations d'arsenic inorganique dans l'urine (moyenne géométrique) (µg/L)
De 3 à 5	De 5,0 à 5,7
De 6 à 11	De 5,1 à 6,4
De 12 à 19	De 5,1 à 6,0
De 20 à 39	De 5,2 à 6,2
De 40 à 59	De 4,9 à 5,3
De 60 à 79	De 4,6 à 5,4
Hommes	De 5,0 à 6,1
Femmes	De 5,0 à 5,2

L'étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement (MIREC) est une étude nationale prospective de biosurveillance portant sur des femmes et des personnes enceintes âgées de 18 ans et plus recrutées dans 10 villes du Canada entre 2008 et 2011 (Arbuckle et coll., 2013). Les auteurs ont mesuré l'arsenic total dans le sang des mères aux premier et troisième trimestres ainsi que dans le sang de cordon ombilical et le méconium. Les taux de détection étaient les plus élevés dans le sang au premier trimestre (92,5 %) et les plus bas dans le méconium (6,1 %). L'arsenic total dans les échantillons de sang total du premier trimestre ($n = 1\ 938$) affichait respectivement des concentrations moyennes géométriques, au 95e centile et maximales de 0,75 µg/L, 2,32 µg/L et 34,46 µg/L (Ettinger et coll., 2017). De plus, les auteurs ont mesuré la spéciation de l'arsenic dans l'urine au premier trimestre ($n = 1\ 933$); toutefois, ils ont seulement détecté du DMA, respectivement à des concentrations moyennes géométriques, au 95e centile et maximales de 2,30 µg/L, 11,99 µg/L et 64,42 µg/L. Les concentrations d'arsenic total dans le sang et de DMA dans l'urine aux premier et troisième trimestres étaient plus élevées chez les femmes âgées, nées à l'étranger ou ayant un niveau d'éducation supérieur. Les auteurs ont également observé des relations positives et statistiquement significatives entre les taux d'arsenic total dans le sang au premier trimestre, les taux de DMA chez la mère et le diabète gestationnel dans cette cohorte (Shapiro et coll., 2015; Ashley-Martin et coll., 2018). Les concentrations d'arsenic total dans le sang au premier trimestre étaient également associées à un risque accru d'hypertension gestationnelle et de prééclampsie chez les participantes à l'étude MIREC. Les personnes ayant des niveaux de manganèse plus élevés étaient moins sujettes aux effets nocifs de l'arsenic sur l'hypertension gestationnelle (Borghese et coll., 2023). Des données supplémentaires sont disponibles pour l'arsenic total dans les échantillons de sang d'enfants âgés de 2 à 5 ans provenant d'une étude de suivi sur le développement de l'enfant (MIREC-CD Plus). Les concentrations

médiane et maximale d'arsenic total dans des échantillons de sang total prélevés chez des enfants ($n = 449$) étaient respectivement de 0,464 µg/L et 20,7 µg/L (Ashley-Martin et coll., 2019). On n'a trouvé aucune association entre l'exposition de l'enfant à l'arsenic et les mesures anthropométriques (par exemple, l'IMC). Dans une étude de suivi (MIREC-ENDO, 2018 à 2021) menée auprès de participants à l'étude MIREC âgés de 7 à 9 ans, les auteurs ont détecté des concentrations d'arsenic dans le sang total chez 48 % des enfants de sexe masculin et chez 55 % des enfants de sexe féminin; les concentrations médianes étaient de 0,23 µg/L chez les garçons et de 0,38 µg/L chez les filles (données non publiées). Les auteurs ont mesuré l'arsenic total dans le sang chez les mères de ces enfants au même moment (de 7 à 9 ans après l'accouchement); ils ont détecté des concentrations médianes de 2,30 µg/L et un 95e centile de 0,38 µg/L chez 97 % des mères (données non publiées).

2.0 Considérations relatives à la santé

2.1 Cinétique

2.1.1 Absorption

Le tractus gastro-intestinal absorbe bien la plupart des composés inorganiques de l'arsenic (> 80 %); cependant, l'absorption décroît avec la diminution de la solubilité (CIRC, 2012). Le MMA et le DMA sont également bien absorbés (environ 75 % à 85 %) après ingestion orale (ATSDR, 2007). L'absorption par inhalation se produit dans une moindre mesure que l'absorption par ingestion; toutefois, la hausse de la solubilité et la diminution de la taille des particules peuvent augmenter l'absorption. Les grandes particules aéroportées contenant de l'arsenic qui pénètrent dans les voies respiratoires supérieures peuvent également être absorbées dans l'intestin si elles sont avalées par la suite. L'arsenic organique et l'arsenic inorganique sont mal absorbés par la peau, de sorte que cette voie d'exposition est d'une importance mineure comparativement à l'ingestion (U.S. NRC, 1999; ATSDR, 2007, 2016; CIRC, 2012).

Le mouvement de l'As(III) à travers les cellules humaines est facilité par les aquaglycéroporines (AQP) et les hexoses perméases (CIRC, 2012; Mukhopadhyay et coll., 2014). Alors que l'AQP9 se trouve dans les astrocytes et les cellules hépatiques, l'AQP7 se trouve dans le rein, le tissu adipeux et le testicule (Kageyama et coll., 2001). Liu et coll. (2002) ont signalé que l'As(III) est transporté dans les cellules par les aquaglycéroporines AQP7 et AQP9, qui amènent également de l'eau et du glycérol dans les cellules. L'AQP9 transporte également l'arsenic monométhylé trivalent [MMA(III)] près de 3 fois plus rapidement que l'As(III) (Liu et coll. 2006). Certaines études laissent entendre que le transport d'As(V) se fait par l'intermédiaire d'agents de transport de phosphate, car il est chimiquement comparable au phosphate (Huang et coll., 1996; Cohen et coll., 2013; Garbinski et coll., 2019).

2.1.2 Distribution

Une fois ingéré, l'arsenic inorganique apparaît rapidement dans la circulation sanguine, où il se lie principalement à l'hémoglobine (Axelson, 1980). On a signalé des corrélations entre l'augmentation des niveaux d'arsenic inorganique dans l'eau potable et les niveaux d'arsenic dans le sang (Arikan et coll., 2015; Rodrigues et coll., 2015). Dans le sang, les espèces d'arsenic inorganique peuvent se lier aux groupes sulfhydryle des protéines et aux composés de faible poids moléculaire tels que le glutathion et la cystéine (U.S. NRC, 1999). La persistance dans le

sang dépend des caractéristiques de liaison et de transport des espèces d'arsenic. Par exemple, l'As(III) a une affinité environ 5 à 10 fois plus grande pour les groupes sulfhydryle que l'As(V), ce qui pourrait expliquer la faible absorption cellulaire et les faibles concentrations tissulaires des formes pentavalentes (Jacobson-Kram et Montalbano, 1985).

Dans les 24 heures suivant l'exposition par voie orale, la majeure partie de l'arsenic se retrouve dans le foie, les reins, les poumons, la rate et la peau (Wickström, 1972). Il s'accumule surtout dans la peau, les os et les muscles. L'accumulation d'arsenic dans la peau, par exemple, est probablement attribuable à l'abondance des protéines contenant des groupes sulfhydryle (Fowler et coll., 2007). Le transport de l'As(III) dans l'ensemble du corps humain serait lié à la perméase glucose, qui serait fortement exprimée dans les cellules cardiaques et cérébrales (Garbinski et coll., 2019). On a également signalé un transfert transplacentaire d'arsenic chez l'être humain (Amaya et coll., 2013).

Les espèces d'arsenic organique ingérées, comme l'acide monométhylarsonique [MMA(V)] et l'acide diméthylarsinique [DMA(V)], ne sont pas facilement absorbées par les cellules et sont en grande partie excrétées sous forme inchangée (Cohen et coll., 2006). Des études chez l'animal ont toutefois montré que l'exposition aiguë directe au MMA et au DMA entraînait une certaine distribution dans la vessie, les reins, les poumons et le sang (ATSDR, 2007).

Dans l'ensemble, de nombreux facteurs influent sur la distribution et la rétention de l'arsenic, notamment l'espèce chimique, le niveau de dose, le type de tissu, la capacité de méthylation, l'état de valence et la voie d'administration (Thomas et coll., 2001).

2.1.3 Métabolisme

Chez l'être humain, l'arsenic ingéré est principalement métabolisé dans le foie par biotransformation enzymatique par l'arsénite méthyltransférase (AS3MT) en méthylarsonate et en diméthylarsinate. La méthylation de l'arsenic se produit par des étapes alternées de réduction et de méthylation oxydante, avec l'espèce trivale servante de substrat méthylé et la S-adénosylméthionine de cosubstrat du donneur de méthyle. La réduction et la méthylation séquentielles des composés arsenicaux donnent lieu à la création de MMA(V) et de DMA(V) pentavalents, ainsi que d'acide monométhylarsonique [MMA(III)] et d'acide diméthylarsénieux [DMA(III)] trivalents (U.S. NRC, 2001; Vahter et Concha, 2001). Il existe une autre voie de méthylation chez l'animal, par laquelle l'arsenic trivalent se conjugue au glutathion (qui catalyse le transfert de méthyle), créant des composés arsenicaux trivalents liés aux thiols qui servent de substrats pour la méthylation catalysée par l'AS3MT (PISC, 2001; EFSA, 2009; Watanabe et Hirano, 2013; Cullen, 2014).

Les polymorphismes génétiques dans les enzymes associés à la méthylation peuvent entraîner une augmentation du temps de rétention de l'arsenic total dans le corps, assortie d'une augmentation de l'élimination de l'arsenic inorganique et du MMA et d'une réduction de l'élimination du DMA. Les substitutions d'acides aminés dans les enzymes AS3MT peuvent réduire l'activité de méthylation en diminuant l'affinité du substrat et, par conséquent, en abaissant les taux globaux de catalyse et la stabilité. Les personnes présentant de tels polymorphismes peuvent courir un risque accru de maladies liées à l'arsenic (Li et coll., 2017). Les polymorphismes génétiques dans d'autres enzymes, comme la glutathion S-transférase

oméga 1, la méthylénétetrahydrofolate réductase (Ahsan et coll., 2007; Lindberg et coll., 2007; Luo et coll., 2018) et la formiminotransférase cyclodéaminase (Pierce et coll., 2019), ont également été associés à un risque de cancer modifié; cependant, le risque semble plus faible par rapport à celui des polymorphismes dans les enzymes AS3MT (Chung et coll., 2010; Gao et coll., 2015). Les autres facteurs qui peuvent influencer la méthylation de l'arsenic inorganique comprennent l'âge, le sexe, l'origine ethnique, le niveau de dose, la grossesse et la nutrition (voir la section 2.2.2).

Contrairement à l'arsenic inorganique, les composés arsenicaux organiques ingérés comme le MMA(V) et le DMA(V) subissent une très faible biotransformation et sont excrétés sous forme presque entièrement inchangée; par conséquent, l'ingestion de formes organiques d'arsenic ne produit pas autant de composés arsenicaux trivalents hautement réactifs qui sont cytotoxiques et génotoxiques (Cohen et coll., 2006).

2.1.4 Élimination

L'As(III) a tendance à s'accumuler dans les tissus; cependant, l'As(V) et l'arsenic organique sont rapidement et presque complètement éliminés par les reins (Bertolero et coll., 1987). Le DMA semble être plus facilement excrétré que le MMA (U.S. NRC, 2001). Chez l'être humain, les proportions relatives des espèces d'arsenic dans l'urine sont habituellement de 10 % à 30 % d'arsenic inorganique, de 10 % à 20 % de MMA et de 60 % à 70 % de DMA (Vahter, 2000; Caldwell et coll., 2009). Christian et coll. (2006) ont signalé que les femmes enceintes et les personnes enceintes exposées à des niveaux élevés d'arsenic inorganique dans l'eau potable excrètent l'arsenic ingéré principalement sous forme de DMA (79 % à 85 %), les quantités excrétées sous forme d'arsenic inorganique (8 % à 16 %) et de MMA (5 % à 6 %) étant moindres. Les frères et sœurs et les parents affichaient des tendances semblables à la méthylation de l'arsenic dans l'urine, ce qui laisse supposer que le métabolisme de l'arsenic inorganique peut être influencé par des facteurs génétiques (Chung et coll., 2002).

Il semble exister, pour l'élimination de l'As(III) ingéré, deux procédés principaux qui se déroulent à des vitesses différentes (Lowell et Farmer, 1985). Le premier est celui de l'excrétion par voie urinaire rapide de l'arsenic inorganique sous les formes trivaleure et pentavalente (près de 90 % de la totalité de l'arsenic excrétré par voie urinaire pendant les 12 premières heures). Le second consiste en la méthylation séquentielle de l'As(III) dans le foie dans les formes organiques MMA(III), DMA(III), MMA(V) et DMA(V) (Buchet et Lauwerys, 1985; Lovell et Farmer, 1985). L'excrétion des composés méthylés commence environ cinq heures après l'ingestion, mais elle atteint son niveau maximal deux ou trois jours plus tard. Parmi les voies d'élimination moins importantes de l'arsenic inorganique, mentionnons la peau, les cheveux, les ongles, la sueur et le lait maternel (CIPR, 1975; Concha et coll., 1998; Kurttio et coll., 1999). Chez l'être humain, on estime que la demi-vie de l'arsenic inorganique se situe entre 2 et 40 jours (Pomroy et coll., 1980).

La bile est également une voie importante de détoxicification de l'arsenic, grâce à laquelle l'excès d'arsenic dans le foie est pompé sous forme de complexe arsenic-glutathion (sous formes inorganiques et méthylées) par un transporteur à cassette liant l'adénosine triphosphate spécifique connu sous le nom de protéine associée à la multirésistance aux médicaments (Leslie, 2011; Garbinski et coll., 2019).

2.1.5 Modélisation pharmacocinétique à base physiologique

On a mis au point des modèles pharmacocinétiques à base physiologique (PBPK) de l'arsenic inorganique à la fois pour l'animal et l'être humain (Mann et coll., 1996a,b; Yu, 1999; Gentry et coll., 2004; El-Masri et Kenyon, 2008; El-Masri et coll., 2018). Ces modèles ont été élaborés pour prédire l'élimination urinaire et fécale de l'arsenic et de ses métabolites en utilisant les paramètres du flux sanguin et du volume tissulaire propres à l'espèce (en tenant compte de l'âge) ainsi que des considérations liées au métabolisme tissulaire (notamment linéaire, du premier ordre ou saturable selon l'équation de Michaelis-Menten).

Une grande partie de la littérature scientifique sur les mécanismes de la toxicité de l'arsenic laisse entendre que les formes trivalentes [As(III), MMA(III) et DMA(III)] en sont probablement responsables. Cependant, on ne sait pas encore quelles formes d'arsenic sont responsables des réponses tissulaires qui mènent à des effets cancéreux et non cancéreux. De plus, les enzymes qui interviennent dans l'oxydation tissulaire des espèces trivalentes et les processus de transfert impliqués dans le transport des espèces trivalentes des tissus au sang, puis à l'urine ne sont pas entièrement compris. Les modèles PBPK actuellement disponibles décrivent l'apparition d'espèces trivalentes d'arsenic dans l'urine sans qu'elles passent par les systèmes de circulation et de filtration du corps. En d'autres termes, ils décrivent l'élimination directe de l'arsenic du foie, des poumons et des reins (les sites du métabolisme de l'arsenic) par l'urine, ce qui ne correspond pas aux approches de modélisation physiologique. Jusqu'à ce que l'on comprenne mieux les formes d'arsenic responsables de la toxicité et du cancer, ainsi que les processus d'oxydation et de transfert qui déplacent les espèces trivalentes par le sang des tissus à l'urine, les modèles PBPK actuels ne sont pas considérés comme suffisamment développés pour être utilisés dans une évaluation détaillée des risques liés à l'arsenic et à ses divers métabolites (RSI, 2022).

2.2 Effets sur la santé

La base de données épidémiologiques sur l'arsenic inorganique est vaste, et la documentation évaluée par les pairs comporte de nombreuses études primaires et revues et de nombreuses évaluations par des organismes de réglementation et des organismes faisant autorité.

L'exposition à l'arsenic chez l'être humain a été associée (faiblement ou fortement) à de nombreux effets nocifs sur la santé, notamment le cancer de la vessie, du sein, du col de l'utérus, du côlon, de la vésicule biliaire, des reins, des poumons, de la prostate et de la peau. On l'a également associée à la leucémie et au lymphome, ainsi qu'à plusieurs autres effets non cancéreux, notamment le diabète, les maladies cardiovasculaires, l'hypertension, les lésions cutanées, les effets sur le développement neurologique et les issues défavorables de la grossesse. Les données chez l'animal sont d'une utilité limitée pour l'évaluation des risques pour l'être humain, car les animaux réagissent différemment à l'arsenic inorganique. En outre, le métabolisme de l'arsenic inorganique chez l'animal est quantitativement différent du métabolisme chez l'être humain. Par conséquent, ce document technique porte sur les données chez l'être humain concernant l'exposition orale par l'eau potable, et les données chez l'animal sont incluses uniquement pour étayer l'analyse du mode d'action (MOA), puisque les éléments moléculaires et cellulaires qui composent le mode d'action devraient être similaires entre les cellules humaines et animales.

Santé Canada a commandé une étude (RSC, 2019) utilisant une approche systématique en vue de déterminer les principaux effets cancéreux et non cancéreux chez l'être humain ayant les liens de causalité les plus forts avec l'exposition orale à l'arsenic inorganique dans l'eau potable. La recherche documentaire a porté sur des articles évalués par des pairs et des évaluations d'organismes internationaux, et visait à recenser les études primaires clés en vue d'une analyse approfondie. Les chercheurs ont procédé à une évaluation critique des méthodes utilisées dans chaque article de revue afin d'estimer le degré de confiance des conclusions de l'étude, de manière que seules les revues les plus solides issues de la littérature soient consultées comme sources pour le repérage des études primaires clés. Ce document technique porte uniquement sur les principaux effets cancéreux et non cancéreux sur la santé, tels que l'étude du Risk Services Center (RSC) les définit (2019).

2.2.1 Effets sur la santé chez l'être humain

Dans les sections suivantes, l'arsenic inorganique dans l'eau potable sera simplement appelé arsenic, à moins qu'il ne soit nécessaire de le différencier d'autres espèces. Les formes organiques de l'arsenic, ou les valences spécifiques, seront différencierées selon les besoins.

Effets aigus

On a signalé des symptômes d'intoxication aiguë par l'arsenic à la suite de l'ingestion d'eau de puits contenant de l'arsenic à des concentrations de 1 200 et 21 000 µg/L (Feinglass, 1973; Wagner et coll., 1979). Les symptômes courants de l'exposition orale aiguë à une haute dose d'arsenic comprennent les nausées, les vomissements et la diarrhée probablement dû à l'irritation de la muqueuse gastro-intestinale; les autres effets comprennent les signes cliniques comme la confusion, les hallucinations, les troubles de la mémoire et les sautes d'humeur, ainsi que les changements neurocomportementaux chez les enfants (ATSDR, 2007). L'exposition à long terme (durée non fournie) à des concentrations plus faibles d'arsenic (par exemple, de 0,03 à 0,1 mg d'As/kg par jour) peut entraîner un engourdissement et des picotements aux extrémités, des crampes musculaires, des éruptions cutanées, une sensation de brûlure (fourmillement) dans les extrémités; un épaisissement excessif de l'épiderme de la peau des paumes et de la plante des pieds, des lignes de Mees sur les ongles et la détérioration progressive des réponses motrices et sensorielles (Fennell et Stacy, 1981; Murphy et coll., 1981; Wesbey et Kunis, 1981; ATSDR, 2007).

Effets cancéreux

Étant donné le grand nombre d'études sur le cancer publiées, l'évaluation des effets cancéreux se concentre sur les études de cohorte et les études cas-témoins et exclut les études transversales et écologiques. Dix-sept revues scientifiques publiées (Chu et Crawford-Brown, 2006; Celik et coll., 2008; Mink et coll., 2008; Begum et coll., 2012; McClintock et coll., 2012; Christoforidou et coll., 2013; St-Jacques et coll., 2014; Tsuji et coll., 2014; Bardach et coll., 2015; Karagas et coll., 2015; Lamm et coll., 2015; Mayer et Goldman, 2016; Gamboa-Loira et coll., 2017; Lynch et coll., 2017; Yuan et coll., 2018; Mendez et coll., 2019; Tsuji et al., 2019) ont fait l'objet d'une évaluation critique pour déterminer les meilleures études disponibles portant sur l'association entre les effets cancéreux et l'exposition à l'arsenic. Les études clés répertoriées à partir de ces revues ont fait l'objet d'une évaluation critique de la qualité de l'étude et du potentiel de description de la courbe dose-réponse dans la région des faibles doses, en fonction du nombre de groupes d'exposition et de l'espacement des doses inférieures à 100 µg/L d'arsenic dans l'eau

potable (la gamme de doses d'intérêt). On a accordé la préférence aux études menées aux États-Unis ou dans d'autres pays occidentaux. Toutefois, dans certains cas, les études sur les populations asiatiques ont été jugées plus appropriées en fonction du nombre de groupes d'exposition dont l'exposition était inférieure à 100 µg/L. Les études menées avec un groupe témoin recevant une faible dose et au moins un autre groupe recevant une dose dans la gamme des faibles doses ont reçu une pondération supplémentaire. Les principaux effets cancéreux potentiels sur la santé sont le cancer de la vessie, le cancer du poumon et le cancer de la peau. Le tableau D-1 de l'annexe D présente une liste des principales études consultées à la suite des discussions sur les revues scientifiques susmentionnées. Les meilleures études primaires disponibles montrant les relations de causalité les plus fortes pour ces effets cancéreux chez l'être humain sont discutées ci-dessous. Les critères de sélection des meilleures études disponibles pour le cancer comprenaient les études de cohorte ou cas-témoins prospectives, les études portant sur des participants nord-américains atteints d'un cancer confirmé histologiquement, les estimations rapportées d'une mesure d'association (rapport de cotes [RC], indice de risque [IR] ou risque relatif [RR]) avec intervalles de confiance (IC), la prise en compte du tabagisme et des facteurs de confusion pertinents ainsi que les estimations des risques multiples associés à des concentrations inférieures à 100 µg/L.

Cancer de la vessie

Baris et coll. (2016) ont mené une étude cas-témoins à grande échelle pour évaluer le risque de cancer de la vessie et l'exposition à de faibles concentrations d'arsenic dans l'eau potable. La population de l'étude provenait du Maine, du New Hampshire et du Vermont, où les taux de mortalité par cancer de la vessie sont plus élevés que ceux des États-Unis dans leur ensemble. Les auteurs ont évalué 1 079 patients au total âgés de 30 à 79 ans et atteints d'un cancer de la vessie histologiquement confirmé et nouvellement diagnostiqué entre 2001 et 2004. Les auteurs ont recensé les patients par l'intermédiaire des services de pathologie des hôpitaux ainsi que des registres des hôpitaux et des registres des cancers d'État. Ils ont sélectionné les sujets témoins (1 287) au hasard dans les dossiers du Department of Motor Vehicle d'État (personnes âgées de 30 à 64 ans) et les dossiers des bénéficiaires (personnes âgées de 65 à 79 ans) des centres de services de Medicare et Medicaid. Les auteurs ont apparié les sujets témoins par fréquence aux patients cas selon l'État, sexe et groupe d'âge quinquennal au moment du diagnostic.

Les concentrations d'arsenic dans l'eau de puits ont été estimées au moyen d'une combinaison de mesures sur place et de modélisation géostatistique. Les auteurs ont divisé les groupes d'exposition en plages, selon les concentrations moyennes suivantes : inférieure ou égale à 0,4 µg/L, supérieure à 0,4 jusqu'à 0,7 µg/L, supérieure à 0,7 jusqu'à 1,6 µg/L, supérieure à 1,6 jusqu'à 5,7 µg/L, supérieure à 5,7 jusqu'à 8,7 µg/L et supérieure à 8,7 µg/L. Ils ont calculé les RC avec un IC à 95 % pour les risques de cancer de la vessie sur 40 ans (ce qui signifie que les expositions inférieures ou égales à 40 ans avant le diagnostic ont été exclues) pour chaque groupe d'exposition comme suit : 1,0, 0,91 (0,71 à 1,17), 0,93 (0,72 à 1,20), 1,06 (0,81 à 1,40), 0,92 (0,51 à 1,66) et 1,49 (0,85 à 2,61). Les auteurs ont ajusté les RC en fonction de l'âge, du sexe, de l'origine ethnique, de l'État de résidence, du tabagisme, de la profession à risque élevé et de l'exposition aux sous-produits de désinfection de l'eau potable.

Une augmentation statistiquement significative du risque de cancer de la vessie (tendance positive de la relation exposition-réponse) était associée à la fois à l'apport quotidien moyen

d'arsenic et à l'apport cumulatif sur 40 ans ($P_{tendance}$ respective de 0,01 et de 0,004). Toutefois, les auteurs n'ont pas observé cette association pour les plages d'exposition moyennes et décalées sur 40 ans ou avec une concentration dans l'eau du puits (décalée ou non). Cette tendance était significative chez les participants ayant des antécédents d'utilisation de puits privés, en particulier ceux qui utilisaient des puits creusés peu profonds qui sont vulnérables à la contamination anthropique, comme l'utilisation de pesticides arsenicaux dans la zone d'étude avant 1960. Les auteurs ont conclu que la tendance positive significative entre l'apport en eau potable (provenant de l'eau, des boissons et des aliments préparés avec de l'eau) et le risque de cancer de la vessie était principalement attribuable à la quantité d'eau potable consommée et non à la concentration d'arsenic dans l'eau.

Les points forts de cette étude tiennent à l'envergure de cette étude cas-témoins qui évalue le risque de cancer de la vessie découlant d'une exposition faible à modérée à l'arsenic dans l'eau potable; au fait qu'elle repose sur un modèle basé sur la population utilisant des patients atteints d'un cancer de la vessie confirmé histologiquement; et à la prise en compte des facteurs de confusion des autres risques de cancer de la vessie dans les estimations du risque. Une limitation de l'étude est l'imprécision de l'évaluation de l'exposition à l'arsenic, laquelle est attribuable à une incertitude substantielle liée aux grandes variations des concentrations d'arsenic dans l'eau souterraine sur de courtes distances et aux difficultés d'estimation des niveaux historiques dans les puits privés. Les auteurs ont indiqué que cette limitation explique probablement l'incapacité de l'étude à quantifier avec précision la contribution de l'exposition à l'arsenic à l'incidence excessive du cancer de la vessie observée en Nouvelle-Angleterre.

Chen et coll. (2010a) ont mené une étude de cohorte prospective portant sur 8 086 résidents (âgés de 40 ans et plus) dans 18 villages et 4 586 ménages dans le Nord-Est de Taiwan, de 1991 à 1994, afin d'explorer l'association entre le risque de cancer de l'appareil urinaire (y compris les cancers de la vessie et d'autres cancers des voies urinaires) et l'exposition à de faibles niveaux d'arsenic dans l'eau de puits. Les participants ont fait l'objet d'un suivi pendant 12 ans. Les auteurs ont obtenu l'incidence du cancer de l'appareil urinaire à partir du registre national des cancers.

Les concentrations d'arsenic dans l'eau de puits ont été estimées à partir de 3 901 échantillons d'eau. Pour 685 ménages, les puits n'existaient plus; par conséquent, l'exposition de 1 136 résidents a été classée comme inconnue. De plus, il n'a pas été possible de déterminer les concentrations d'arsenic des échantillons d'eau de puits pour 62 participants, ce qui donne un total de 1 198 participants à l'étude dont l'exposition est inconnue. L'exclusion de ces personnes a donné un nombre total de 6 888 participants pour l'analyse finale. Les auteurs ont catégorisé les concentrations d'arsenic dans l'eau de puits recueillie au moment de l'inscription à l'étude comme suit : moins de 10 µg/L, de 10 à 49,9 µg/L, de 50 à 99,9 µg/L, de 100 à 299,9 µg/L, égale et supérieure à 300 µg/L et inconnue. Ils n'ont obtenu aucun renseignement sur la concentration d'arsenic dans l'eau de puits pour les résidences précédentes. Les auteurs ont évalué d'autres mesures de l'exposition à l'arsenic (au moyen d'un questionnaire), y compris la durée de l'exposition, l'âge auquel les résidents ont commencé à boire de l'eau de puits (latence) et l'âge auquel ils ont cessé de boire de l'eau de puits (passage à un réseau d'approvisionnement en eau communautaire), si les résidents consommaient toujours de l'eau de puits au moment de l'inscription à l'étude (exposition récente) et l'état de l'exposition cumulative (concentration et

durée). Les auteurs ont signalé 45 cas de cancer de l'appareil urinaire. Ils ont ajusté les RR selon plusieurs variables pour tous les cancers de l'appareil urinaire (avec IC à 95 %) et les ont estimés comme suit pour chacun des groupes exposés : 1,0, 1,66 (de 0,53 à 5,21), 2,42 (de 0,69 à 8,54), 4,13 (de 1,32 à 12,9), 7,80 (de 2,64 à 23,1) et 3,40 (de 1,05 à 11,0). Ils ont ajusté les RR en fonction de l'âge, du sexe, du niveau d'éducation, de la consommation d'eau potable depuis la naissance ainsi que du tabagisme et de la consommation d'alcool au moment de l'inscription à l'étude.

Ils ont observé une courbe dose-réponse significative entre l'augmentation de la concentration d'arsenic et le risque accru de cancer de l'appareil urinaire pour les expositions supérieures à 100 µg/L. Les résidents qui ont déclaré qu'ils consommaient encore de l'eau de puits contenant des concentrations d'arsenic égales ou supérieures à 10 µg/L au moment de l'inscription courraient un risque significativement accru de cancer de l'appareil urinaire (RR, 3,54 [1,35 à 9,32]) par rapport à ceux qui consommaient de l'eau de puits dont les concentrations d'arsenic étaient inférieures à 10 µg/L. Les résidents qui avaient consommé de l'eau de puits aux concentrations élevées dès la naissance (RR, 3,69 [1,31 à 10,4]) continuaient de consommer de l'eau de puits au moment de l'inscription (RR, 3,50 [1,33 à 9,22]) et ont consommé de l'eau de puits pendant plus de 50 ans (RR, 4,12 [1,48 à 11,5]). Ils présentaient tous un risque de cancer de l'appareil urinaire significativement plus élevé que les résidents qui consommaient de l'eau de puits dont la teneur en arsenic était inférieure à 10 µg/L. Enfin, toutes les estimations du risque pour les concentrations dans l'eau de puits et les autres mesures d'exposition à l'arsenic étaient plus élevées lorsque seulement le carcinome urothelial était considéré au lieu de considérer tous les cancers de l'appareil urinaire.

Les points forts de l'étude tiennent au plan de suivi prospectif, à la taille importante de l'échantillon, à la longueur de la période de suivi, à l'homogénéité de la cohorte pour laquelle il existe des renseignements sur les concentrations d'arsenic dans chaque puits ainsi que des renseignements sur la durée de l'exposition à l'eau de puits. Les données sur l'arsenic dans les puits n'étaient pas disponibles pour près de 15 % des participants, car leurs puits n'existaient plus au moment où l'étude a été menée, ce qui constitue une limitation de l'étude. Cependant, selon les auteurs, leur exclusion de l'analyse n'a pas eu d'incidence sur les résultats de l'étude.

Cancer du poumon

En utilisant la même cohorte et les mêmes groupes d'exposition à l'eau du puits (le groupe dont l'exposition était inconnue étant exclu) que ceux qui sont décrits ci-dessus dans l'étude de Chen et coll. (2010a), Chen et coll. (2010b) ont étudié l'association entre le risque d'incidence du cancer du poumon et l'exposition à de faibles concentrations d'arsenic dans l'eau de puits pendant 40 ans. Les auteurs ont recensé un total de 178 cancers du poumon dans les profils du registre national des cancers de Taïwan; 75 cancers étaient identifiés comme un carcinome épidermoïde de la peau, 51 comme un adénocarcinome, 22 comme un carcinome à petites cellules, et les 30 autres étaient principalement qualifiés comme « aucune confirmation microscopique » ou « autre malignité ».

Les auteurs ont estimé les RR (avec un IC à 95 %), qu'ils ont ajustés en fonction de plusieurs variables pour tous les cancers du poumon, comme suit pour chacun des groupes exposés : 1,00, 1,10 (0,74 à 1,63), 0,99 (0,59 à 1,68), 1,54 (0,97 à 2,46) et 2,25 (1,43 à 3,55). Ils les ont

également ajustés en fonction de l'âge, du sexe, du niveau d'éducation, du tabagisme et de la consommation d'alcool. Comme la plupart des participants à l'étude étaient des agriculteurs, les auteurs ont tenu compte de l'utilisation antérieure de pesticides contenant de l'arsenic, et n'ont inclus dans l'analyse que les participants qui ont déclaré n'avoir jamais utilisé de pesticide contenant de l'arsenic (93 % des participants). Ils ont observé une tendance dose-réponse significative (valeur de p égale à 0,001) entre le risque de cancer du poumon (pour les carcinomes épidermoïdes de la peau et les carcinomes à petites cellules) et l'augmentation de la concentration d'arsenic, en tenant compte ou non de l'effet synergique du tabagisme. Ils n'ont pas observé cette tendance pour l'adénocarcinome. Malgré une faible précision statistique, lorsque les auteurs ont tenu compte de la durée d'exposition, tous les niveaux d'exposition accroissaient le risque de cancer du poumon, ces associations augmentant avec l'augmentation de la durée d'exposition. Enfin, les auteurs ont observé que les participants exposés à des concentrations élevées d'arsenic pendant de longues périodes courraient un risque beaucoup plus élevé de développer un cancer du poumon que ceux qui étaient exposés à des concentrations plus faibles ou pendant une durée plus courte. Les points forts et les limitations de cette étude sont les mêmes que ceux de l'étude de Chen et coll. (2010a) décrite ci-dessus.

Smith et coll. (2009) ont procédé à une nouvelle analyse d'une étude cas-témoins dans le Nord du Chili, analysée précédemment par Ferreccio et coll. (2000), qui a étudié la relation entre le cancer du poumon et l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable sur une période de 65 ans. L'analyse initiale a divisé la cohorte en huit groupes d'exposition, ce qui a donné lieu à une efficacité statistique très faible dans la région des faibles doses. En revanche, la réanalyse de Smith et coll. (2009) a regroupé les participants à l'étude en six groupes d'exposition, ce qui a augmenté l'efficacité statistique. Les auteurs de l'étude ont recensé 151 cas de cancer du poumon et 419 cas témoins en hôpital appariés par fréquence entre 1994 et 1996. Ils ont demandé aux participants de fournir des renseignements sur les sources d'eau potable, le tabagisme, le statut socioéconomique, les antécédents de résidence depuis la naissance et la profession (pour déterminer l'exposition potentielle par la fusion du cuivre).

Dans le Nord du Chili, chaque ville reçoit l'eau d'une source municipale. La surveillance de l'arsenic pour ces sources remonte aux années 1950; par conséquent, les auteurs ont facilement déterminé les concentrations d'arsenic en fonction du lieu de résidence des participants. Ils ont divisé l'exposition en six groupes comme suit : de 0 à 9, de 10 à 59, de 60 à 199, de 200 à 399, de 400 à 699 et de 700 à 999 µg/L. Ces expositions représentent les concentrations moyennes pendant la période d'exposition à l'arsenic de pointe de 1958 à 1970. Les auteurs ont déterminé les RC (avec IC à 95 %), ajustées en fonction de l'âge, du sexe, du tabagisme, de l'emploi dans la fonderie de cuivre et du statut socioéconomique, comme suit : 1,0, 0,7 (0,3 à 1,7), 3,4 (1,8 à 6,5), 4,7 (2,0 à 11,0), 5,7 (1,9 à 6,9) et 7,1 (3,4 à 14,8) pour chacun des groupes d'exposition. Les points forts de cette étude tiennent au fait qu'elle repose sur une population importante (plus de 600 000 habitants dans 22 villes) et que toute l'eau potable provient d'une source municipale, ce qui rend les estimations de l'exposition plus exactes au niveau individuel. La principale limitation de l'étude concerne le choix des témoins. Idéalement, les témoins en hôpital sont appariés avec des cas de cancer du poumon en hôpital pour faire correspondre les expositions entre les deux groupes de comparaison, puisque les concentrations d'arsenic dans les approvisionnements en eau varient selon la ville et l'emplacement géographique. Dans cette étude, les auteurs ont sélectionné un nombre plus important de témoins dans la ville très exposée

d'Antofagasta que dans les villes moins exposées d'Arica et d'Iquique. Les auteurs ont conclu que cela fausserait les résultats et conduirait à sous-estimer les risques pour les expositions les plus élevées.

Cancer de la peau

La base de données épidémiologiques sur le cancer de la peau contient plusieurs études sur l'exposition faible (Karagas et coll., 2001; Bastrup et coll., 2008; Leonardi et coll., 2012; Gilbert-Diamond et coll., 2013; Kim et coll., 2017) qui n'ont rapporté aucun effet ou qui présentaient des problèmes liés à des facteurs de confusion potentiels ou à un mauvais plan d'étude. D'autres études ont porté sur des expositions supérieures à 100 µg/L avec des groupes de référence également exposés à des concentrations élevées (Tseng et coll., 1968; Tseng, 1977; Hsueh et coll., 1997). Des études transversales et écologiques ont également été publiées, comme celles de Lamm et coll.. (2007) et de Knobeloch et coll. (2006); cependant, ces types d'étude sont de faible qualité pour l'analyse de la courbe dose-réponse.

Effets non cancéreux

Comme pour les effets cancéreux, les meilleures études scientifiques disponibles sur les effets non cancéreux ont été choisies et sont présentées ci-dessous. L'accent a été mis sur les revues de haute qualité qui évaluaient la causalité ou les associations dose-réponse, ainsi que les revues pertinentes produites par des organismes faisant autorité, y compris les organismes internationaux, les commissions de sécurité alimentaire et divers organes directeurs comme l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA), l'Institut néerlandais pour la santé publique et l'environnement (RIVM) et l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). Les études publiées dans une langue autre que l'anglais ou qui évaluaient uniquement les expositions professionnelles à l'arsenic se sont vu exclues. En évaluant les données épidémiologiques disponibles et l'information sur les modes d'action, les chercheurs ont déterminé que les principaux effets non cancéreux sur la santé sont le diabète, les maladies cardiovasculaires et les effets sur le développement neurologique. L'annexe D présente toutes les études primaires sur le diabète, les maladies cardiovasculaires et les effets sur le développement neurologique qui ont été évaluées. Les meilleures études primaires disponibles recensées pour ces effets sur la santé sont discutées ci-dessous.

Diabète

Les ouvrages scientifiques font état d'une association entre l'exposition à l'arsenic et le diabète. Bien que les données sur le diabète de type 1 soient limitées, il existe des données adéquates pour évaluer le risque de développer un diabète de type 2 (DT2). Les facteurs de confusion à prendre en compte pour évaluer le risque de DT2 découlant d'une exposition à l'arsenic comprennent une mauvaise alimentation, l'inactivité physique, les facteurs génétiques (y compris les antécédents familiaux et la race), l'âge, le syndrome des ovaires polykystiques et l'obésité, l'hypertension ou les taux anormaux de cholestérol.

Quinze revues scientifiques (Tseng et coll., 2002; Navas-Acien et coll., 2006; Chen et coll., 2007; Pimparkar et Bhave, 2010; Huang et coll., 2011; Maull et coll., 2012; Andra et coll., 2013; Kuo et coll., 2013, 2017; Hong et coll., 2014; Wang et coll., 2014; Sung et coll., 2015; Bommarito et Fry, 2016; Khan et coll., 2017; Young et coll., 2018) ont fait l'objet d'une évaluation afin de répertorier les meilleures études disponibles pour examiner l'association entre

le DT2 et l'exposition à l'arsenic. Ces revues montrent une association entre l'apport d'arsenic et le risque de DT2; cependant, la courbe dose-réponse pour les expositions à des concentrations faibles à modérées d'arsenic n'est pas claire. Le tableau D-2 de l'annexe D présente une liste des principales études consultées à la suite des discussions sur les revues scientifiques susmentionnées. Les études de James et coll. (2013) et de Kim et coll. (2013) sont considérées comme les meilleures études primaires disponibles pour illustrer l'association entre le DT2 et l'exposition à l'arsenic. Elles sont résumées ci-après.

James et coll. (2013) ont mené une étude cas-cohorte prospective fondée sur des estimations individuelles de l'exposition à vie à l'arsenic, afin d'examiner le lien entre l'exposition chronique à de faibles concentrations d'arsenic dans l'eau potable et le risque de DT2. Les auteurs ont mené l'analyse sur 141 cas (âgés de 20 à 74 ans) de DT2 diagnostiqués entre 1984 et 1998 dans le cadre de l'étude prospective sur le diabète dans la vallée de San Luis auprès de résidents hispaniques et non hispaniques des comtés d'Alamosa et de Conejos, dans la région centre-sud du Colorado. Ils ont comparé les cas de l'étude à une sous-cohorte de 488 participants échantillonnée au hasard parmi 936 participants admissibles qui étaient exempts de maladie à la date de référence. La mesure de l'exposition utilisée était une dose moyenne pondérée dans le temps, et les quatre groupes de doses étaient les doses inférieures ou égales à 4 µg/L-an, les doses supérieures ou égales à 4 µg/L-an et inférieures ou égales à 8 µg/L-an, les doses supérieures ou égales à 8 µg/L-kpan et inférieures ou égales à 20 µg/L-an, et les doses supérieures ou égales à 20 µg/L-an. Les auteurs ont noté que, dans l'ensemble des groupes d'exposition, les participants hispaniques et à faible revenu affichaient une représentation en pourcentage plus élevée dans les groupes d'exposition aux faibles doses d'arsenic, tandis que les participants non hispaniques et à revenu élevé affichaient une représentation plus élevée dans les groupes d'exposition aux doses élevées. Les autres facteurs de risque du DT2 se sont révélés similaires dans tous les groupes d'exposition.

Après ajustement pour tenir compte des facteurs de risque connus du DT2 (âge, sexe, origine ethnique, revenu, IMC, activité physique, tabagisme, consommation d'alcool et antécédents familiaux), les auteurs ont estimé les IR (avec IC à 95 %) pour chaque groupe d'exposition à 1,0, 1,11 (0,82, 1,95), 1,42 (0,94, 2,48) et 1,55 (1,00, 2,51). Dans l'ensemble, ils ont estimé le risque rajusté de DT2 pour chaque augmentation de 15 µg/L de la concentration d'arsenic dans l'eau pondérée en fonction du temps à 27 % (IR = 1,27; 1,02; 1,64). Les auteurs ont conclu que leur analyse montrait que l'exposition à des concentrations d'arsenic supérieures à 20 µg/L dans l'eau potable entraînait une augmentation du risque de DT2 de 55 %.

Les points forts de cette étude tiennent à son plan d'étude cas-témoins prospective, au faible taux d'émigration de la zone d'étude, à la variabilité spatiale bien caractérisée et à la stabilité temporelle des concentrations d'arsenic dans l'eau potable. En outre, les auteurs ont ajusté les chiffres en fonction de la plupart des principaux facteurs de confusion et ont utilisé les antécédents résidentiels pour reconstituer les estimations de l'exposition à l'arsenic au cours de la vie. Les auteurs n'ont pas directement étudié l'impact du régime alimentaire, ce qui constitue une limitation de l'étude. Il est donc possible que d'autres facteurs de risque du diabète plus importants aient influé sur les résultats observés.

Kim et coll. (2013) ont mené une étude cas-témoins prospective sur le diabète dans une population autochtone Pima de la communauté autochtone de Gila River en Arizona, où l'incidence du DT2 est élevée. Les concentrations d'arsenic dans l'eau de puits n'ont pas fait l'objet de mesures pendant la période visée par l'étude. Les auteurs ont utilisé l'arsenic urinaire comme mesure de la dose pour l'exposition. Ils ont noté que, puisque la population à l'étude consommait peu de fruits de mer, l'eau potable contenait probablement des concentrations d'arsenic inorganique modérément élevées, les espèces d'arsenic étant mesurables dans l'urine.

Entre 1965 et 2007, chaque membre de la communauté âgé de 5 ans ou plus a été invité à se soumettre à un examen (y compris un test d'hyperglycémie provoquée par voie orale) tous les deux ans, quel que soit son état de santé. Un total de 150 sujets non diabétiques âgés de 25 ans et plus qui ont par la suite développé un DT2 ont été appariés, selon l'année d'examen et le sexe, à 150 témoins qui sont restés non diabétiques pendant 10 ans et plus. Les concentrations d'arsenic total dans l'urine (espèces inorganiques et méthylées; ajustées en fonction de la créatinine urinaire pour tenir compte de la dilution de l'urine) variaient de 6,6 à 123,1 µg/L, et les concentrations d'arsenic inorganique allaient de 0,1 à 36,0 µg/L. Les auteurs ont estimé les RC (IC à 95 %) pour le DT2 ajustés en fonction de l'âge, du sexe, de l'IMC et du taux de créatinine urinaire à 1,11 (0,79, 1,57) et à 1,16 (0,89, 1,53) respectivement pour une multiplication par deux de la quantité d'arsenic total et de la quantité d'arsenic inorganique dans l'urine.

Les points forts de cette étude tiennent à son plan d'étude cas-témoins prospective, au fait que les concentrations d'arsenic dans l'eau potable dans la zone à l'étude sont suffisamment élevées pour permettre la détection des espèces d'arsenic dans l'urine, et au fait que le régime alimentaire extrêmement pauvre en fruits de mer permet de supposer que les concentrations d'arsenic dans l'urine sont presque entièrement dues à l'arsenic inorganique et à ses métabolites méthylés. L'étude était fondée sur la concentration d'arsenic dans l'urine provenant d'un échantillon ponctuel d'urine, ce qui reflète l'exposition à un seul moment dans le temps; il s'agit d'une limitation de l'étude. Cependant, les auteurs ne s'attendaient pas à ce que les concentrations d'arsenic dans l'eau souterraine fluctuent considérablement au fil du temps. Les auteurs n'ont procédé à aucun ajustement en fonction de l'alimentation ou d'autres facteurs de risque du DT2, ce qui constitue une autre limitation de l'étude. Ils ont attribué la faible association entre l'arsenic dans l'urine et le DT2 à la taille limitée de l'échantillon, à une variabilité insuffisante des niveaux d'exposition au sein de cette population homogène, et à l'utilisation de la mesure unique de l'arsenic.

Maladie cardiovasculaire

La maladie cardiovasculaire (MCV) est une maladie du cœur et des vaisseaux sanguins qui comprend de multiples affections spécifiques, dont la maladie coronarienne (MC), l'athérosclérose, l'infarctus du myocarde, l'accident vasculaire cérébral (AVC) et l'insuffisance cardiaque. Les facteurs de confusion à prendre en compte pour évaluer le risque de MCV découlant d'une exposition à l'arsenic comprennent le sexe, l'âge, l'IMC, le tabagisme, l'hypertension, le diabète, l'activité physique, les facteurs héréditaires et alimentaires et la maladie rénale.

Seize recensions scientifiques (Navas-Acien et coll., 2005; Chen et coll., 2007; Kwok, 2007; Wang et coll., 2007; Abhyankar et coll., 2012; Abir et coll., 2012; Moon et coll., 2012, 2017;

Tsuji et coll., 2014; Sidhu et coll., 2015; Kuo et coll., 2017; Phung et coll., 2017; Chowdhury et coll., 2018; Smeester et Fry, 2018; Young et coll., 2018; Tchounwou et coll., 2019) ont fait l'objet d'une évaluation afin de déterminer les meilleures études disponibles pour examiner l'association entre la MCV (à la fois les maladies vasculaires périphériques et la cardiopathie ischémique) et l'exposition à l'arsenic. Dans l'ensemble, ces revues présentent des données probantes claires à l'appui d'un lien entre l'exposition aux concentrations élevées d'arsenic et les MCV. Toutefois, la courbe dose-réponse n'est pas claire pour les concentrations d'arsenic faibles à modérées, étant donné qu'il n'y a pas suffisamment de données illustrant le lien de causalité avec les expositions à faible concentration. Bien que la maladie du pied noir soit un type de MCV dont on a clairement établi l'association avec l'exposition à l'arsenic, cet effet n'a pas été évalué, car cette maladie est causée par une exposition à des concentrations élevées (supérieures à 100 µg/L) d'arsenic, qui ne sont pas caractéristiques des expositions dans l'eau potable au Canada. Le tableau D-3 de l'annexe D présente une liste des principales études consultées à la suite des discussions sur les revues scientifiques susmentionnées. Les études de Moon et coll. (2013) et de James et coll. (2015) sont considérées comme les meilleures études primaires disponibles pour illustrer l'association entre la MCV et l'exposition à l'arsenic. Elles sont résumées ci-dessous.

Moon et coll. (2013) ont étudié l'association entre une exposition chronique à des concentrations faibles à modérées d'arsenic et l'incidence des MCV chez 3 575 hommes et femmes autochtones américains vivant en Arizona, en Oklahoma, dans le Dakota du Nord et du Sud, qui ont participé à l'étude Strong Heart. Cette étude de cohorte prospective basée sur la population a examiné les paramètres cliniques et cardiovasculaires des hommes et des femmes âgés de 45 à 75 ans au cours de visites cliniques entre 1989 et 1991, puis les a suivis activement jusqu'en 2008. Les auteurs n'ont pas mesuré les concentrations d'arsenic dans l'eau potable à la date de l'étude; toutefois, elles variaient entre moins de 10 et 61 µg/L dans les réseaux publics d'eau potable en Arizona, moins de 10 µg/L en Oklahoma et moins de 1 à 21 µg/L dans les Dakotas. Selon les données d'un rapport du Geological Survey des États-Unis, les concentrations d'arsenic dans les puits privés dépasseraient probablement 10 et même 50 µg/L en Arizona et dans les Dakotas (Focazio et coll., 2000). En Arizona et dans les Dakotas, l'eau potable était probablement la principale source d'arsenic inorganique pour les participants, tandis qu'en Oklahoma (où les concentrations d'arsenic dans l'eau potable sont faibles), le régime alimentaire était probablement la principale source d'exposition à l'arsenic.

Les auteurs ont utilisé la somme des espèces d'arsenic inorganique et méthylé dans l'urine au début de l'étude comme biomarqueur de l'exposition chronique à l'arsenic. Ils ont divisé les concentrations d'arsenic dans l'urine (en µg/L) par les concentrations de créatinine dans l'urine (en g/L) pour tenir compte de la dilution de l'urine et ont exprimé le résultat en µg/g de créatinine. Les participants ont fait l'objet d'un suivi concernant les maladies cardiovasculaires mortelles et non mortelles, y compris la coronaropathie et l'AVC. Au total, 1 184 participants ont développé une MCV mortelle (439 participants) ou non mortelle (745 participants). Les auteurs ont ajusté les IR en fonction des facteurs sociodémographiques, du tabagisme, de l'IMC et des lipides. En comparant les concentrations d'arsenic dans l'urine du quartile supérieur au quartile inférieur (plus de 15,7 contre moins de 5,8 µg/g de créatinine [groupe témoin]), les IR (IC à 95 %) pour la mortalité par MCV, par MC et par AVC étaient respectivement 1,65 (1,20, 2,27), 1,71 (1,19, 2,44) et 3,03 (1,08, 8,50). Les IR correspondants pour l'incidence des MCV, de la MC et

de l'AVC étaient respectivement de 1,32 (1,09, 1,59), 1,30 (1,04, 1,62) et 1,47 (0,97, 2,21). Les courbes dose-réponse entre les concentrations d'arsenic et l'incidence et la mortalité des MCV et de la MC étaient statistiquement significatives; toutefois, en ce qui concerne l'incidence et la mortalité des AVC, la courbe dose-réponse n'était pas statistiquement significative. Ces associations varient selon la région à l'étude. Lorsque les auteurs ont ajusté encore les chiffres pour tenir compte du diabète, de l'hypertension et des mesures de la maladie rénale, les associations observées étaient moindres, mais toujours apparentes, affichant une signification statistique pour l'incidence et la mortalité des MCV et de la MC.

Les points forts de cette étude tiennent à ses méthodes de collecte de données de haute qualité, à la surveillance à long terme de l'issue des maladies cardiovasculaires, et à une analyse rigoureuse de l'arsenic dans l'urine. Les limitations comprennent l'absence de concentrations individuelles d'arsenic dans l'eau potable, l'utilisation d'un seul échantillon d'arsenic dans l'urine comme mesure d'exposition, la possibilité de facteurs de confusion résiduels (par exemple, l'accès aux soins, les facteurs géographiques, les facteurs héréditaires et alimentaires et le niveau d'activité physique), le surajustement en fonction de variables causales (diabète, hypertension, maladie rénale) et une mauvaise classification de l'exposition et des résultats.

James et coll. (2015) ont effectué une analyse cas-cohorte prospective de l'étude sur le diabète de la vallée de San Luis afin d'examiner la relation entre l'exposition chronique à une faible concentration d'arsenic et le risque de MC. L'étude a porté sur 555 participants hispaniques et non hispaniques, âgés de 20 à 74 ans, des comtés d'Alamosa et de Conejos dans la région centre-sud du Colorado. Entre 1984 et 1998, 96 cas de MC, définis comme un infarctus du myocarde, une angioplastie et un décès dû à une cardiopathie ischémique aiguë, subaiguë ou chronique, ont été diagnostiqués. Les auteurs ont obtenu les estimations de l'exposition à vie à l'arsenic en utilisant les antécédents de résidence et la modélisation géospatiale des concentrations d'arsenic prévues dans l'eau potable. Ils ont ensuite corrélé les estimations de l'exposition à vie à l'arsenic avec les concentrations d'arsenic dans l'urine recueillies par le passé.

Les auteurs ont ajusté les IR pour la MC en fonction de l'âge, du sexe, des antécédents de MC dans la famille au premier degré et des taux sériques de lipoprotéines de faible densité. Ils ont estimé l'IR (IC à 95 %) pour la MSC pour une augmentation de 15 µg/L de l'exposition moyenne pondérée en fonction du temps (TWA) à l'arsenic à 1,36 (1,06, 1,75). Comparativement au groupe à l'exposition TWA la plus faible à l'arsenic (c'est-à-dire moins de 20 µg/L), les IR des groupes d'exposition TWA à l'arsenic de 20 à 30 µg/L, de 30 à 45 µg/L et de 45 à 88 µg/L étaient estimés respectivement à 1,2 (0,6, 2,2), 2,2 (1,2, 4,0) et 3 (1,1, 9,1).

Les points forts de cette étude tiennent à un large éventail de données cliniques, comportementales et démographiques longitudinales fournies par l'étude sur le diabète de la vallée de San Luis, ainsi qu'à un faible taux d'émigration et à une faible variabilité des expositions à l'arsenic inorganique. Les auteurs ont souligné qu'une limitation importante de l'étude était la possibilité d'une classification erronée de l'exposition en raison de l'utilisation des modèles de prédiction de l'exposition et de la reconstitution des antécédents de résidence (par opposition aux concentrations mesurées dans l'eau potable), même si les concentrations modélisées de l'eau souterraine étaient corrélées avec les échantillons d'arsenic dans l'urine.

Effets sur le développement neurologique chez les nourrissons et les enfants

Les effets sur le développement neurologique font référence aux impacts sur le développement du système nerveux central, qui peuvent être bénéfiques ou nocifs. Les effets nocifs entraînent des troubles tels que des effets neurocomportementaux (l'autisme, par exemple) et des déficiences de la fonction motrice, de l'intelligence, des compétences verbales et de l'apprentissage. La majeure partie de la recherche sur les effets nocifs de l'exposition à l'arsenic porte sur les changements dans le quotient intellectuel global et dans le quotient intellectuel verbal. Les facteurs de confusion à prendre en compte pour évaluer le risque des impacts de l'exposition à l'arsenic sur l'intelligence comprennent le sexe, l'âge, l'éducation des parents et des enfants, le nombre d'enfants à la maison, les facteurs de naissance (comme le périmètre crânien et la longueur à la naissance) et les taux sanguins d'autres substances neurotoxiques.

Onze revues scientifiques (Kapaj et coll., 2006; Wasserman et coll., 2008; Brinkel et coll., 2009; Rodriguez-Barranco et coll., 2013; Hong et coll., 2014; Tolins et coll., 2014; Tsuji et coll., 2015; Bommarito et Fry, 2016; Saghazadeh et Rezaei, 2017; Smeester et Fry, 2018; Tchounwou et coll., 2019) ont fait l'objet d'un examen afin d'évaluer l'association entre les effets sur le développement neurologique et l'exposition à l'arsenic chez les nourrissons et les enfants. Ces revues ne fournissent que de faibles données probantes d'une relation entre l'apport en arsenic et la diminution des quotients intellectuels global et verbal. Bien que le National Research Council (NRC) des États-Unis (2013) ait signalé une association entre les concentrations faibles à modérées d'arsenic (inférieures à 100 µg/L) et des déficits neurocognitifs chez les enfants, la base de données pour évaluer la relation entre l'exposition à l'arsenic et le développement neurologique est considérée comme insuffisante. Le tableau D-4 de l'annexe D présente une liste des principales études consultées à la suite des discussions sur les revues scientifiques susmentionnées.

Résumé

Les liens de causalité les plus étroits établis entre le cancer chez l'être humain et l'exposition orale à l'arsenic inorganique dans l'eau potable (à des concentrations inférieures à 100 µg/L) concernent la vessie et les poumons. Les études clés disponibles pour l'évaluation de la courbe dose-réponse sont décrites dans les sections sur le cancer ci-dessus. Pour le cancer de la peau, il n'existe aucune étude clé appropriée pour la modélisation de la courbe dose-réponse à de faibles niveaux d'exposition.

Pour les principaux effets non cancéreux dont il a été question ci-dessus, on a effectué une analyse détaillée de la force probante de la preuve pour la causalité à l'aide des critères évolués de Bradford Hill (concordance biologique, caractère essentiel des événements clés, concordance des observations empiriques, cohérence et composés analogues). Pour le DT2, l'association observée avec l'exposition à de faibles concentrations d'arsenic est faible, la tendance dose-réponse étant faible à modérée. La détermination du risque de DT2 induit par l'arsenic est limitée par la présence de nombreux facteurs de risque, notamment une mauvaise alimentation, l'inactivité physique, les facteurs génétiques, l'âge et les antécédents de diabète gestationnel ainsi que l'obésité, l'hypertension et des taux anormaux de cholestérol. L'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA, 2021) conclut également qu'il n'y a pas suffisamment d'éléments probants pour établir un lien entre une exposition faible à modérée à l'arsenic inorganique et le diabète. En ce qui concerne les MCV, la base de données scientifiques fournit des données

probantes à l'appui d'une association avec l'exposition à des concentrations élevées d'arsenic. Toutefois, la courbe dose-réponse n'est pas claire pour les concentrations d'arsenic faibles à modérées, et il n'y a pas suffisamment de données illustrant le lien de causalité avec les expositions à faible concentration. En ce qui concerne les effets sur le développement neurologique, la base de données épidémiologiques disponibles est insuffisante pour étudier l'association potentielle entre l'intelligence verbale et générale et l'exposition à l'arsenic inorganique. Les coexpositions à d'autres substances toxiques pour le développement neurologique (comme le plomb et le manganèse) peuvent influencer les diminutions de ces indicateurs du développement neurologique. Dans l'ensemble, les effets cancéreux se sont révélés avoir la plus forte association avec une exposition à de faibles concentrations d'arsenic inorganique dans l'eau potable. Par conséquent, le cancer est considéré comme l'effet sur la santé le plus approprié pour évaluer les risques pour la santé liés à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable.

2.2.2 Populations qui pourraient être touchées de façon disproportionnée

On peut caractériser les populations pouvant être touchées de façon disproportionnée comme les populations qui ont une sensibilité accrue aux effets de l'arsenic en raison du stade de la vie, d'une réduction de la capacité de méthylation (en raison de polymorphismes géniques), de facteurs alimentaires (comme les carences nutritionnelles en folate et en sélénium), de facteurs liés au mode de vie (tels que le tabagisme ou la coexposition à d'autres métaux cancérigènes) ou la grossesse. Voici un court résumé de certaines données probantes indiquant que ces facteurs peuvent accroître la sensibilité d'une personne aux effets médiés par l'arsenic.

Stade de la vie

Bon nombre des études épidémiologiques de la littérature scientifique qui étudient les effets de l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable concernent les expositions à long terme; par conséquent, les effets décrits sont en grande partie ceux que l'on observe chez l'adulte. Certaines études ont porté sur l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable à un jeune âge et le développement du cancer et des maladies cardiaques ainsi que les expositions prénatales et l'issue de la grossesse. Ces études montrent que certains des effets observés chez l'adulte découlant d'expositions de longue durée peuvent également se produire chez l'enfant à la suite d'expositions de courte durée et que les premières expositions peuvent augmenter le risque d'effets nocifs plus tard dans la vie. Steinmaus et coll. (2014) ont étudié l'association entre l'incidence du cancer du poumon et du cancer de la vessie chez les résidents de différentes régions du Nord du Chili (population supérieure à 250 000 personnes) et l'âge de l'exposition. Leur analyse a montré que le risque de cancer du poumon et de la vessie chez les adultes exposés à l'arsenic dans les premières années de la vie était plus élevé que chez les adultes exposés à l'âge adulte seulement. Cela donne à penser que l'exposition précoce peut augmenter le risque de ces cancers plus tard dans la vie. Chen et coll. (2019) ont examiné l'association entre l'exposition à l'arsenic pendant la petite enfance, l'enfance et l'adolescence et la tension artérielle à l'adolescence. L'étude transversale menée auprès de 726 adolescents (âgés de 14 à 17 ans), dont la mère participaient à l'étude Health Effects of Arsenic Longitudinal Study au Bangladesh, a montré que chaque doublement de l'arsenic urinaire chez les adolescents ou doublement de l'arsenic urinaire maternel (mesure de l'exposition des jeunes enfants) était associé à une augmentation de la tension artérielle systolique de 0,7 mm de mercure, en particulier chez les sujets dont l'IMC était supérieur à la médiane. Farzan et coll. (2022) ont

démontré l'influence de l'exposition à l'arsenic sur la santé cardiovasculaire chez 200 enfants et adolescents (âgés de 15 à 19 ans) d'adultes participant à l'étude susmentionnée sur les effets sur la santé au Bangladesh. Le dysfonctionnement endothérial était plus élevé chez les personnes qui ont déclaré toujours boire de l'eau provenant de puits contenant des concentrations d'arsenic supérieures à 50 µg/L que chez les participants qui buvaient exclusivement de l'eau provenant de puits dont les concentrations d'arsenic étaient inférieures ou égales à 50 µg/L. Cette constatation laisse entendre que l'exposition chronique à l'arsenic peut avoir des répercussions sur la santé cardiovasculaire chez les adolescents. Bulka et coll. (2022) ont trouvé une association entre l'exposition à l'arsenic provenant d'environ 20 000 puits privés et le résultat défavorable de la grossesse dans l'ensemble des États-Unis. Ils ont démontré que le poids à la naissance avait diminué lorsque les concentrations d'arsenic dans l'eau de puits dépassaient 5 et 10 µg/L. Enfin, Richter et coll. (2022) ont démontré une association entre l'exposition maternelle à l'arsenic dans l'eau potable et les maladies cardiaques congénitales chez 1 042 413 enfants nés vivants dans une population danoise. Les auteurs ont indiqué que l'exposition maternelle à des concentrations d'arsenic aussi faibles que 0,5 à 0,9 µg/L dans l'eau potable augmentait le risque de cardiopathie congénitale chez la progéniture.

Polymorphismes géniques

On a avancé que la réduction de la capacité de méthylation, qui entraîne un rapport plus élevé entre le MMA et le DMA dans l'urine, était associée à un risque accru de cancer. Les polymorphismes dans les gènes liés à la méthylation et à la réparation de l'ADN pourraient également influer sur le risque d'effets cancéreux et non cancéreux. Plusieurs études ont quantifié les changements dans le métabolisme de l'arsenic (Schlebusch et coll., 2013, 2015; Apata et coll., 2017) ou dans les risques d'effets cancéreux ou non cancéreux en fonction des différences dans le métabolisme de l'arsenic (Chung et coll., 2010; Beebe-Dimmer et coll., 2012; McClintock et coll., 2012; Pierce et coll., 2013, 2019; Gamboa-Loira et coll., 2017; Luo et coll., 2018). Cependant, on ne sait pas exactement dans quelle mesure la différence est due à la génétique par rapport aux facteurs nutritionnels ou environnementaux. Il est difficile de quantifier l'impact en raison des différences dans les mesures utilisées et des incohérences dans la prise en compte du tabagisme et d'autres facteurs.

Carence en folate et en sélénium

On a signalé que le folate et le sélénium peuvent modifier la toxicité de l'arsenic chez l'animal et chez l'être humain. Une recension de Bae et coll. (2021) a décrit deux essais contrôlés à répartition aléatoire portant sur 822 adultes du Bangladesh, qui ont évalué l'effet de la prise de suppléments d'acide folique sur les concentrations d'arsenic et d'homocystéine (un marqueur de l'inflammation et de la carence en folate) dans le plasma, le sang et l'urine. L'un des essais a également évalué les effets des suppléments d'acide folique et de créatine. Les résultats de l'étude laissent supposer que, par rapport à un placebo, les suppléments d'acide folique, pris seuls ou en association avec d'autres nutriments, peuvent réduire les concentrations sanguines d'arsenic et les concentrations plasmatiques d'homocystéine et potentiellement améliorer les profils de méthylation de l'arsenic urinaire (une mesure de la toxicité de l'arsenic) chez les adultes qui ont déjà été exposés à de l'eau potable contaminée par de l'arsenic. Par rapport à un placebo, l'administration d'acide folique s'est révélée réduire la proportion de l'arsenic total urinaire excrété sous forme d'arsenic inorganique et de MMA tout en augmentant la proportion excrétée sous forme de DMA, ce qui donne à penser que l'acide folique améliore la méthylation de l'arsenic. Zwolak (2020) a réalisé une revue des études disponibles sur l'animal et l'être

humain *in vivo* et *in vitro* afin d'explorer le rôle du sélénium dans la toxicité de l'arsenic (et du cadmium). Les études examinées montrent que le sélénium, quelle que soit sa forme, peut réduire la toxicité de l'arsenic dans le foie, les reins, la rate, le cerveau ou le cœur. Les données disponibles laissent entendre que le sélénium contrecarre la toxicité de l'arsenic principalement par l'un des mécanismes suivants : sa conversion en un complexe sélénium-arsenic biologiquement inerte; l'action d'enzymes antioxydants dépendants du sélénium; ou un accroissement de l'efficacité de la méthylation.

Tabagisme

Folesani et coll. (2023) ont réalisé une revue de 16 études pour examiner la synergie entre l'arsenic et le tabagisme. Quatre études portaient sur l'exposition professionnelle à l'arsenic et les autres études portaient sur l'exposition à l'eau potable ou aux aliments. Cinq études ont établi une synergie entre l'exposition à l'arsenic et la fumée de cigarette qui a donné lieu à un carcinome pulmonaire. La synergie avec le tabagisme augmentait considérablement le risque de cancer du poumon lorsque les personnes étaient exposées à des concentrations d'arsenic supérieures à 100 µg/L dans l'eau potable comparativement à des concentrations plus faibles, où la synergie était négligeable. Certaines études, cependant, ne proposaient pas une caractérisation quantitative complète de l'exposition, ou il leur manquait des détails sur la consommation de tabac. Les limitations de cette analyse sont l'inclusion d'études comprenant l'exposition professionnelle et la grande abondance d'études rétrospectives, ce qui pourrait introduire un biais d'information. De plus, l'usage du tabac n'était pas toujours bien caractérisé. Dans une étude, par exemple, les auteurs ont évalué l'usage du tabac en fonction des ventes de cigarettes dans les municipalités.

Coexpositions à d'autres substances cancérogènes

La coexposition à d'autres substances cancérogènes peut également accroître la vulnérabilité aux effets de l'arsenic par synergie. Par exemple, Cobbina et coll. (2015) ont évalué les effets de l'exposition au plomb (0,01 mg/L), au mercure (0,001 mg/L), au cadmium (0,005 mg/L) et à l'arsenic (0,01 mg/L) administrés individuellement et sous forme de mélanges à 10 groupes de 40 souris âgées de trois semaines pendant 120 jours. L'étude a montré que les expositions à de faibles doses causaient une toxicité au cerveau, au foie et aux reins, les mélanges présentant des toxicités plus élevées par rapport aux métaux individuels. En particulier, l'exposition à de faibles doses des quatre métaux a provoqué des lésions hépatocellulaires ainsi qu'une nécrose des tubules rénaux dans les reins. Arain et coll. (2014) ont évalué les effets synergiques de l'arsenic et du cadmium chez les patients atteints d'insuffisance rénale adultes (âgés de 30 à 50 ans) qui consommaient de l'eau de lac contaminée et fumaient des cigarettes locales contenant du tabac provenant de plantes irriguées avec la même eau de lac contaminée. Les concentrations d'arsenic et de cadmium dans l'eau de lac étaient supérieures aux limites respectives de l'OMS pour l'eau potable, et les concentrations dans les cigarettes locales étaient trois à quatre fois plus élevées que celles des cigarettes de marque. La *N*-acétyl- β -glucosaminidase urinaire, un indicateur précoce de maladie rénale, était plus élevée chez les participants exposés que chez les patients non exposés; elle était également plus élevée chez les patients atteints d'insuffisance rénale exposés que chez les patients atteints d'insuffisance rénale non exposés. De plus, les concentrations d'arsenic et de cadmium dans les échantillons sanguins et urinaires des participants exposés et des patients atteints d'insuffisance rénale étaient supérieures à celles des sujets non exposés.

Femmes enceintes

En plus du résultat défavorable de la grossesse mentionnée précédemment, l'exposition à l'arsenic peut aussi être associée au diabète gestationnel (DG) pendant la grossesse. Les femmes enceintes peuvent être plus vulnérables à l'impact de l'arsenic sur le métabolisme du glucose en raison de la sensibilité des processus physiologiques en cours qui soutiennent la croissance fœtale. Le DG est une intolérance au glucose qui survient pendant la grossesse et peut entraîner des résultats indésirables chez la mère et le fœtus. Salmeri et coll. (2020) ont effectué une revue systématique et une méta-analyse des données de 10 études pour examiner l'association possible entre l'exposition à l'arsenic et le risque de DG. Les mesures d'exposition comprenaient les concentrations d'arsenic dans le sang, l'urine, l'eau du robinet et les ongles des pieds ou le méconium. L'analyse indique une association possible entre l'exposition à l'arsenic et le DG, ce qui correspond au rôle potentiel de l'arsenic dans la perturbation du métabolisme du glucose. Des recherches plus poussées sont toutefois nécessaires pour confirmer ces constatations.

2.2.3 Génotoxicité

Il existe des données scientifiques substantielles indiquant que l'arsenic inorganique et ses métabolites n'interagissent pas directement avec l'ADN pour produire des mutations ponctuelles (Rossman et coll., 1977, 1980; Lee et coll., 1985; Moore et coll., 1997a; Hei et coll., 1998; U.S. NRC, 1999, 2013; Nesnow et coll., 2002; Kligerman et coll., 2003; Mure et coll., 2003; Klein et coll., 2007; Kitchin and Wallace, 2008; U.S. EPA, 2010, 2014; CIRC, 2012; Cohen et coll., 2013; Tsuji et coll., 2019).

L'arsenic inorganique est considéré comme clastogène et s'est révélé induire des aberrations chromosomiques (Moore et coll., 1997a; CIRC, 2004, 2012; Roy et coll., 2018) et la formation de micronoyaux (mesure de clastogénicité) (Gebel, 2001; CIRC, 2004). La U.S. EPA (2010) a signalé plusieurs études chez l'être humain montrant une augmentation des micronoyaux ou des aberrations chromosomiques dans la muqueuse buccale ou les cellules exfoliées de la vessie de personnes exposées à de fortes concentrations d'arsenic (plus de 200 µg/L dans l'eau potable ou des expositions équivalentes provenant d'autres sources) (Warner et coll., 1994; Moore et coll., 1997b; Basu et coll., 2002; Ghosh et coll., 2006). Cependant, Cohen et coll. (2013) ont indiqué qu'il se peut que l'interprétation de ces micronoyaux observés soit erronée. En outre, Tsuji et coll. (2019) ont signalé que ces études n'indiquaient pas si les chiffres tenaient compte du tabagisme et, dans certaines des études, seule une augmentation minime du nombre de micronoyaux était associée à l'augmentation de la dose.

On a montré que l'aneuploïdie se produit à la suite d'un traitement *in vitro* par de l'As(III) à des concentrations inférieures à celles qui causent les aberrations chromosomiques (Bernstam et Nriagu, 2000; CIRC, 2012).

Il a été démontré que l'As(III) et l'As(V) augmentaient les échanges de chromatides sœurs *in vitro*. Bien que l'échange de chromatides sœurs soit révélateur de lésions de l'ADN, il n'indique pas si des mutations génétiques se sont produites. Le CIRC (2012) a signalé que les données sur les échanges de chromatides sœurs dans les lymphocytes provenant de populations exposées à des concentrations d'arsenic supérieures à 100 µg/L ne sont pas claires.

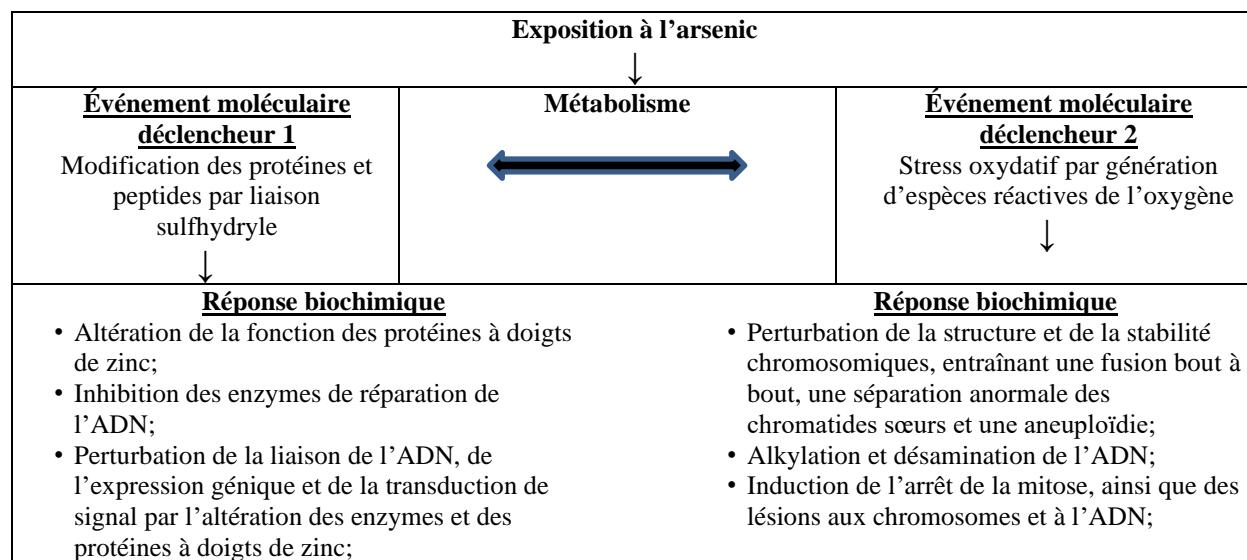
En général, les données disponibles sur la génotoxicité indiquent qu'il est peu probable que l'arsenic inorganique interagisse directement avec l'ADN.

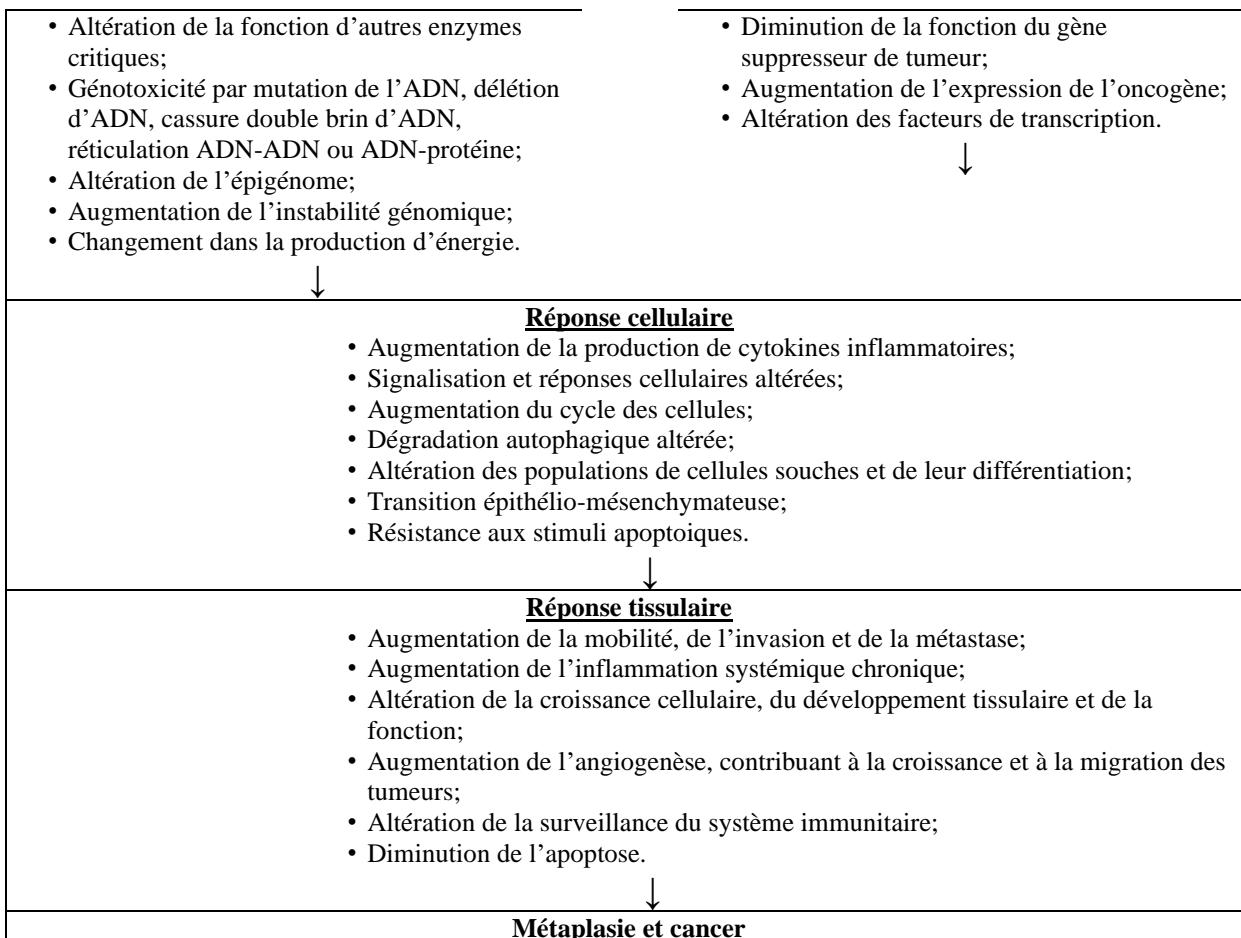
2.2.4 Mode d'action

Les effets cancéreux chez l'être humain se sont révélés avoir la plus forte association avec une exposition à de faibles concentrations d'arsenic inorganique dans l'eau potable. Cependant, il est peu probable que l'arsenic soit une substance cancérigène génotoxique à action directe (voir la section 2.2.2). Les données sur l'être humain et l'animal laissent supposer que l'arsenic agit par deux événements moléculaires déclencheurs (EMD) : 1) il se lie aux cystéines (groupes sulfhydryles) dans les protéines régulatrices et perturbe de nombreuses fonctions biologiques cruciales; 2) il perturbe la signalisation cellulaire normale à médiation par des espèces réactives de l'oxygène, ce qui s'accompagne d'un stress oxydatif et de lésions aux macromolécules à des concentrations élevées. Les deux EMD semblent avoir une incidence similaire sur les événements en aval; cependant, leur contribution relative à la carcinogenèse n'est pas claire. On a avancé que, à la suite de ces EMD, les voies génotoxiques, les voies épigénétiques et les voies de dérégulation de l'ADN conduisent à la perturbation de l'expression génique et de la signalisation cellulaire en aval. Cela provoque une prolifération cellulaire soutenue, l'évasion de la suppression de croissance, la résistance à l'apoptose, l'inflammation chronique et l'angiogenèse. À la suite de la transformation maligne, la transition vers un cancer malin se produit, y compris l'échappement à la surveillance et à la destruction immunitaires, l'acquisition de l'immortalité réplicative, l'augmentation de l'angiogenèse, l'invasion et la métastase (RSC, 2019; RSI, 2023).

RSC (2019) et Risk Sciences International (RSI, 2023) ont réalisé une revue détaillée de la littérature et une analyse des données disponibles sur le mode d'action de l'arsenic pour le compte de Santé Canada. Un résumé des données probantes disponibles sur le mode d'action et les événements clés (triés par niveau d'organisation biologique, du plus simple au plus complexe) de ces rapports est présenté dans la Figure 1.

Figure 1. Mode d'action et événements clés associés à l'exposition à l'arsenic, classés par niveau d'organisation biologique. Adapté de RSI (2023)





Bien que la littérature contienne des données à l'appui du mode d'action avec seuil proposé pour le cancer, il existe d'importantes incertitudes à prendre en compte dans le choix de l'approche dose-réponse appropriée. Le cancer induit par l'arsenic est un processus complexe en raison des multiples formes d'arsenic [As(III), As(V) et métabolites] qui ont des puissances et des actions distinctives avec de nombreuses cibles de voies moléculaires, biochimiques et cellulaires. Par conséquent, il est difficile de prédire l'incidence du cancer en fonction d'un seul événement clé.

Le risque de cancer associé à la concentration de fond est également un facteur important. Par exemple, dans le cas du cancer du poumon, plusieurs événements clés induits par l'arsenic devraient être les mêmes que pour le cancer du poumon en raison d'autres causes, en particulier aux niveaux de la signalisation cellulaire et de la transformation de l'organisation (RSI, 2023). L'exposition à l'arsenic provenant de l'eau potable peut donc s'ajouter à la concentration de fond des événements clés qui se produisent déjà indépendamment de l'exposition à l'arsenic, les petites expositions pouvant déclencher une cascade d'événements menant à un cancer. Conolly et coll. (2005) et Lutz et coll. (2005) signalent que si une population non exposée présente un niveau de fond de maladies ou d'événements clés, l'exposition supplémentaire peut s'ajouter progressivement au niveau de fond de la réponse, ce qui influe sur la forme de la courbe dose-réponse. Crump et coll. (1976) ont démontré qu'un paramètre qui augmente le taux de fond d'une maladie présente une relation linéaire en présence d'une exposition supplémentaire à ce

paramètre. Cela appuie l'utilisation d'une approche d'extrapolation linéaire à faible dose (sans seuil) pour l'évaluation de la courbe dose-réponse.

La variabilité interindividuelle en réponse à l'exposition à l'arsenic est une autre considération importante. La variabilité interindividuelle est notable pour l'arsenic, plus que pour les autres polluants chimiques. Comme il a été expliqué plus en détail à la section 2.2.2, on peut caractériser les populations pouvant être touchées de façon disproportionnée comme les populations qui ont une sensibilité aux effets de l'arsenic en raison du stade de la vie, d'une réduction de la capacité de méthylation (en raison de polymorphismes géniques), de facteurs alimentaires (comme les carences nutritionnelles en folate et en sélénium), de facteurs liés au mode de vie (tels que le tabagisme ou la coexposition à d'autres métaux cancérigènes) ou la grossesse. Un ou plusieurs de ces modificateurs de risque (ainsi que les concentrations de fond des réponses) déterminent la dose seuil d'une personne. Au niveau de la population, compte tenu des nombreux modificateurs de risque à prendre en considération, il est probable que la variabilité de la réponse dans l'ensemble de la population sera importante et introduira une plus grande incertitude dans le processus de détermination du seuil de réponse de la population.

Compte tenu du mode d'action complexe, de l'additivité potentielle des expositions à l'eau potable aux concentrations de fond continues d'événements clés (conduisant au cancer du poumon) et de la variabilité interindividuelle importante due à la présence de nombreux modificateurs de risque, il est difficile d'estimer un seuil pour la population. En outre, ce seuil s'accompagnerait d'un faible niveau de confiance en ce qui a trait à une protection adéquate de la santé. Ensemble, ces considérations appuient une approche linéaire à faible dose (sans seuil) concernant l'élaboration de recommandations pour la santé relatives à l'arsenic dans l'eau potable.

2.2.5 Études clés choisies

Les meilleures données épidémiologiques disponibles montrent que l'exposition à de faibles niveaux d'arsenic dans l'eau potable est la plus fortement associée au cancer du poumon et de la vessie. Bien qu'il existe des données épidémiologiques sur les effets non cancéreux (comme il a été abordé à la section 2.2.1), les associations et les tendances dose-réponse aux expositions à faible dose sont généralement faibles. Par conséquent, le cancer est considéré comme le principal effet sur la santé le plus approprié pour évaluer les risques pour la santé liés à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable.

Santé Canada a demandé à RSI (2022) de mener une méta-analyse des meilleures données épidémiologiques disponibles pour les principaux effets sur la santé associés à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable. La méta-analyse combine les données probantes de plusieurs études pour modéliser la courbe dose-réponse afin de déterminer des points de départ (PDD) [doses à effet significatif (BMD) et limites inférieures de l'intervalle de confiance de la dose à effet significatif (BMDL)] pour le cancer du poumon et le cancer de la vessie (voir la section 3.0 pour plus de détails sur l'analyse). Comme le montre le Tableau 6, l'analyse a révélé que le cancer du poumon est un effet sur la santé plus sensible que le cancer de la vessie, comme l'indiquent les valeurs plus faibles de la BMD/BMDL.

Les cinq études clés sur le cancer du poumon qui ont fourni suffisamment de renseignements pour mener une méta-analyse sont énumérées dans le Tableau 7. Il s'agit notamment des études de Smith et coll. (2009) et de Chen et coll. (2010b), décrites à la section 2.1.1, ainsi que de trois études complémentaires avec des données adéquates pour une méta-analyse (Mostafa et coll., 2008; Dauphine et coll., 2013; Steinmaus et coll., 2013).

Tableau 6. Estimations de la BMD et de la BMDL pour le cancer de la vessie et le cancer du poumon à l'aide de réponses de référence de 1 %, 5 % et 10 %. Adapté de RSI (2022)

Effet	Modèle et données (nombre d'études/nombre de points de données)	BMD basée sur un risque excédentaire de 1 % ($\mu\text{g/L}$)		BMD basée sur un risque excédentaire de 5 % ($\mu\text{g/L}$)		BMD basée sur un risque excédentaire de 10 % ($\mu\text{g/L}$)	
		BMD ₀₁	BMDL ₀₁	BMD ₀₅	BMDL ₀₅	BMD ₁₀	BMDL ₁₀
Cancer de la vessie	Log-linéaire; 8/31	122,5	33,5	417,0	113,7	623,1	169,6
Cancer du poumon	Log-linéaire; 5/15	60,4	14,4	241,9	57,5	396,1	93,9

BMD : dose à effet significatif; BMDL : limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose à effet significatif.

Tableau 7. Résumé des études clés utilisées par RSI (2022) pour une méta-analyse entreprise afin de déterminer un point de départ pour l'arsenic dans l'eau potable

Étude	Conception de l'étude	Lieu	Taille de l'échantillon	Mesure de la dose	Nombre de groupes d'étude	Plage de la dose de référence inférieure à 10 $\mu\text{g/L}$? Groupes de dose	Risque (IC à 95 %)
Mostafa et coll. (2008)	Cas-témoins (hommes seulement)	Bangladesh	516 cas (non-fumeurs), 2 239 cas (fumeurs), 438 témoins (non-fumeurs), 735 témoins (fumeurs)	Concentration dans l'eau de puits tubulaire ($\mu\text{g/L}$)	4	Oui Inférieure à 10, de 11 à inférieure ou égale à 50, de 51 à inférieure ou égale à 100, de 101 à inférieure ou égale à 400 $\mu\text{g/L}$	RC des fumeurs : 1,00, 1,25 (0,96 à 1,62), 1,37 (0,92 à 2,03), 1,65 (1,25 à 2,18); RC des non-fumeurs : 1,00, 0,90 (de 0,62 à 1,33), 1,10 (de 0,62 à 1,96), 0,94 (de 0,62 à 1,41)
Smith et coll. (2009)	Cas-témoins	Chili	151 cas et 419 témoins	Concentration dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$)	6	Oui De 0 à 9, de 10 à 59, de 60 à 199, de 200 à 399 $\mu\text{g/L}$, de 400 à 699 et de 700 à 999	RC : 1,00, 0,7 (0,3 à 1,7), 3,4 (1,8 à 6,5), 4,7 (2,0 à 11,0), 5,7 (1,9 à 6,9) et 7,1 (3,4 à 14,8)

Étude	Conception de l'étude	Lieu	Taille de l'échantillon	Mesure de la dose	Nombre de groupes d'étude	Plage de la dose de référence inférieure à 10 µg/L? Groupes de dose	Risque (IC à 95 %)
Chen et coll. (2010b)	Cohorte prospective	Nord-Est de Taïwan	6 888	Concentration dans l'eau de puits (µg/L)	5	Oui Inférieure à 10 µg/L, de 10 à 49,99 µg/L, de 50 à 99,99 µg/L, de 100 à 299,99 µg/L, égale ou supérieure à 300 µg/L	RR ^a : 1,00, 1,10 (0,74 à 1,63), 0,99 (0,59 à 1,68), 1,54 (0,97 à 2,46) et 2,25 (1,43 à 3,55) RR ^b : 1,00, 1,22 (0,64 à 2,32), 1,32 (0,64 à 2,74)
Dauphine et coll. (2013)	Cas-témoins	États-Unis (Californie/Nevada)	196 cas et 359 témoins	Concentration moyenne dans l'eau potable (µg/L)	3	Oui Moins de 10, de 11 à 84, égale ou supérieure à 85 µg/L	RC pour la moyenne la plus élevée sur 5 ans, décalée sur 40 ans : 1,0, 0,84 (de 0,40 à 1,79), 1,39 (de 0,55 à 3,53)
Steinmaus et coll. (2013)	Cas-témoins	Chili	306 cas et 640 témoins	Concentration moyenne dans l'eau potable (µg/L)	4	Non Concentrations à vie moyennes avant 1971 : inférieure à 11, de 11 à 90, de 91 à 335, supérieure à 335 µg/L	RC : 1,00, 1,27 (0,81 à 1,98), 2,00 (1,24 à 3,24), 4,32 (2,60 à 7,17)

IC : intervalle de confiance; RC : rapport de cotes; RR : risque relatif.

^a RR pour tous les participants, ajusté en fonction du tabagisme.

^b RR pour les personnes n'ayant jamais fumé pour trois catégories d'exposition : inférieure à 10 µg/L, de 10 à 99,9 µg/L, et inférieure ou égale à 100 µg/L.

3.0 Calcul de la valeur basée sur la santé (VBS)

La force probante de la preuve continue de soutenir que le cancer est le principal effet sur la santé qui affiche l'association la plus forte avec l'exposition à de faibles concentrations d'arsenic dans l'eau potable. De plus, à la suite de l'évaluation des meilleures données épidémiologiques disponibles sur les effets cancéreux, le cancer du poumon est considéré comme l'effet sur la santé le plus sensible (voir la section 2.2.4) afin d'évaluer les risques pour la santé liés à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable.

Bien qu'il existe des données disponibles pour étayer un mode d'action avec seuil pour le cancer du poumon, plusieurs incertitudes importantes demeurent quant à la façon dont une exposition faible à l'arsenic mène au cancer, comme il a été abordé dans la section 2.2.3. Ces incertitudes remettent en question le bien-fondé d'une approche avec seuil. Elles comprennent l'incertitude entourant le ou les événements, la ou les voies d'exposition et la ou les formes d'arsenic qui

jouent un rôle clé dans le déclenchement du cancer; la possibilité que l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable s'ajoute aux concentrations de fond continues des événements clés (conduisant au cancer du poumon) résultant d'une exposition à l'arsenic provenant d'autres sources ou à d'autres substances causant le cancer du poumon; et la variabilité interindividuelle importante dans la population canadienne (voir la section 2.2.2) due à la présence de nombreux modificateurs de risque qui peuvent modifier la réponse d'une personne à l'exposition à l'arsenic. Compte tenu de ces incertitudes importantes, on considère qu'une approche linéaire à faible dose pour évaluer le risque de cancer du poumon lié à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable est la plus appropriée.

Pour obtenir un PDD pour le cancer du poumon, RSI (2022) a effectué une méta-analyse combinant les résultats dose-réponse des études clés sur le cancer du poumon (voir la section 2.2.5) pour la modélisation de la BMD. La méta-analyse est une procédure statistique qui consiste à combiner des données provenant de plusieurs études afin de surmonter les limitations d'une étude (comme la taille limitée de l'échantillon, les intervalles de confiance larges et les variations dans la conception de l'étude). Dans le contexte présent, l'objectif ultime était de réduire l'incertitude associée aux BMD/BMDL calculées. Bien que les auteurs aient modélisé les réponses de référence de 1 %, 5 % et 10 %, ils ont choisi les données de réponse de 1 % en raison de la gravité de l'effet sur la santé. Les résultats de l'analyse sont présentés dans le tableau 8.

Les auteurs ont effectué une analyse groupée des risques relatifs provenant des cinq études indiquées à la section 2.2.4 pour les expositions à l'arsenic de 250 µg/L ou moins, afin de réduire l'influence des réponses aux niveaux d'exposition très élevés, qui ne sont pas représentatives des expositions typiques à l'eau potable au Canada. Ils ont utilisé des modèles paramétriques log-linéaires pour décrire la forme de la courbe dose-réponse dans l'intervalle de réponse observable. Les auteurs ont utilisé un modèle log-linéaire à deux étapes pour obtenir des estimations de paramètres de pente pour chaque étude, puis ont utilisé des moyennes pondérées pour obtenir une estimation de paramètre de pente pour la méta-analyse. Ils ont supposé qu'un modèle à effets aléatoires était plus approprié qu'un modèle à effets fixes en raison de l'hétérogénéité entre les études. L'hétérogénéité (I^2 ; Tableau 8) est un indicateur des différences dans les paramètres de l'étude entre les études, notamment la conception de l'étude, les caractéristiques des participants et les niveaux d'exposition moyens. Dans la méta-analyse des cinq études, bien que la valeur de p de 0,418 pour le critère de « qualité de l'ajustement » indique un ajustement acceptable (une valeur de p supérieure à 0,1 indique un ajustement approprié), la statistique d'hétérogénéité de 80,6 % (IC : 54,7 % à 91,7 %) indique des différences substantielles entre les études. Deeks et coll. (2021) fournissent les recommandations sur l'interprétation de l'hétérogénéité suivantes : non importante (0 % à 40 %), modérée (30 % à 60 %), substantielle (50 % à 90 %) et considérable (75 % à 100 %). Lorsqu'il existe des degrés élevés d'hétérogénéité, il faudrait faire preuve de prudence dans l'interprétation des résultats de la modélisation de la BMD. Dans l'étude de Smith et coll. (2009), le groupe le plus exposé (60 à 199 µg/L) peut être un groupe influent dans la méta-analyse globale en raison de son RC important par rapport à celui des groupes les plus exposés dans les autres études. Lorsque l'on effectue méta-analyse en supprimant les données de l'étude de Smith et coll. (2009), la statistique d'hétérogénéité est réduite, passant ainsi à 42,1 % (IC : 0 %, 80,6 %). De plus, les estimations de BMD₀₁ et de BMDL₀₁ à un risque excédentaire de 1 % passent respectivement à 174,8 et à 32,9 µg/L, par

rapport aux valeurs respectives de BMD_{01} et de $BMDL_{01}$ de 60,4 et 14,4 µg/L, lorsque les données de l'étude Smith et coll. (2009) sont incluses. Bien que l'exclusion des données d'une étude donnée (par exemple, l'étude de Smith et coll., 2009) puisse réduire l'hétérogénéité, cela ne devrait pas suffire à justifier le retrait d'une étude ou de ses observations de l'analyse. Par conséquent, il est important d'inclure les données de l'étude Smith et coll. (2009) dans l'analyse globale de la BMD pour le cancer du poumon.

Les auteurs ont effectué la méta-analyse pour le cancer du poumon en ajustant les modèles dose-réponse aux valeurs de risque relatif des études clés sur le cancer du poumon afin de déterminer les BMD basées sur le risque excédentaire. Les auteurs ont réalisé les analyses de la BMD à l'aide d'un modèle log-linéaire de l'ensemble de fonctions dosresmeta R pour la réalisation d'une méta-analyse de dose-réponse multivariée (version logicielle 4.1.1), en choisissant le modèle basé sur le critère de la « qualité de l'ajustement ». Ils ont normalisé les concentrations d'arsenic dans l'eau potable en fonction de l'exposition à l'arsenic, en appliquant une consommation quotidienne d'eau chez les adultes de 1,53 L/jour et un poids corporel de 74 kg pour la population canadienne (Santé Canada, 2022b). La modélisation a nécessité l'incorporation d'une concentration moyenne d'arsenic de fond dans l'eau potable et d'une concentration de fond du risque de cancer du poumon au Canada. Les auteurs ont supposé que la personne moyenne au Canada était exposée à l'arsenic inorganique dans l'eau potable à une concentration de 2,25 µg/L, ce qui représente la valeur médiane des concentrations moyennes dans l'eau souterraine signalées dans plusieurs provinces canadiennes (Santé Canada, 2006a). Le risque de cancer du poumon associé aux concentrations actuelles d'exposition de fond au Canada est estimé à 6,7 % (Comité consultatif des statistiques canadiennes sur le cancer, 2021).

À l'aide d'un total de 15 points de données provenant des cinq études clés indiquées à la section 2.2.4, les auteurs ont estimé que les valeurs de BMD_{01} et de $BMDL_{01}$ représentant un risque excédentaire de cancer du poumon de 1 % au-dessus de la concentration de fond au Canada étaient respectivement de 60,4 et de 14,4 µg/L, comme il est indiqué dans le Tableau 8.

Tableau 8. Risque excédentaire (1 %) de cancer du poumon (supérieur à la concentration de fond canadienne) calculé à partir des méta-analyses et des analyses individuelles de cinq études clés sur le cancer du poumon

Étude (Nombre d'études)^a	Valeur <i>p</i> (qualité de l'ajustement)^b	Risque excédentaire (1 %)		
		BMD_{01} (µg/L)	$BMDL_{01}$ (µg/L)	$BMDU_{01}$ (µg/L)
Méta-analyse (5)	0,418	60,4	14,4	ND
Méta-analyse (4) à l'exclusion de Smith et coll. (2009)	0,598	174,8	32,9	ND
Dauphine et coll. (2013)	0,401	ND	61,1	ND
Chen et coll. (2010b)	0,599	5153,6	49,6	ND

Mostafa et coll. (2008)	0,408	288,7	36,4	ND
Smith et coll. (2009)	0,110	15,5	11,0	26,3
Steinmaus et coll. (2013)	0,357	38,2	21,1	217,4

ND : non déterminé; la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose à effet significatif ($BMDU_{01}$) ne peut être déterminée, puisque son calcul est basé sur la limite inférieure de confiance pour la pente de la courbe dose-réponse, qui est négative. Toutefois, la « meilleure » estimation pour un PDD, fondée sur les données épidémiologiques disponibles, est la $BMDL_{01}$, qui tient compte de l'incertitude dans l'estimation du PDD. La $BMDL_{01}$ peut être déterminée, puisqu'elle se calcule en fonction de la limite supérieure de l'intervalle de confiance pour la pente de la courbe dose-réponse qui est positive.

^a Le nombre d'études ne s'applique qu'aux méta-analyses.

^b Indicateur de la capacité du modèle à s'ajuster aux données; une valeur p supérieure à 0,1 indique un ajustement acceptable.

Pour appliquer une approche d'extrapolation linéaire à faible dose à l'aide de la $BMDL_{01}$ de 14,4 µg/L, on détermine la pente de la courbe dose-réponse comme suit :

$$\begin{aligned} \text{Pente} &= \text{niveau de risque excédentaire} \div \text{PDD} \\ &= 0,01 \div 14,4 \text{ } \mu\text{g/L} \\ &\approx 0,0007 \text{ } (\mu\text{g/L})^{-1} \end{aligned} \quad (1)$$

où :

- le niveau de risque excédentaire représente un risque excédentaire de cancer du poumon de 1 % au-dessus de la concentration de fond canadienne;
- le PDD est le point de départ à un risque excédentaire de 1 % au-dessus de la concentration de fond canadienne de 14,4 µg/L.

À l'aide de la pente de la courbe dose-réponse, on peut déterminer une dose associée à un risque spécifique, comme suit :

$$\text{Dose associée à un risque spécifique} = \text{niveau de risque} \div \text{pente}$$

Dans le cadre des recommandations sur l'eau potable, Santé Canada définit le terme « essentiellement négligeable » comme étant une plage allant d'un nouveau cas de cancer de plus que la concentration de fond pour 1 000 000 personnes à un nouveau cas de cancer de plus que la concentration de fond pour 100 000 personnes (10^{-6} à 10^{-5}) au cours de la durée d'une vie. Le Tableau 9 montre le risque de cancer du poumon au cours de la vie (supérieur à la concentration de fond canadienne) associé aux diverses concentrations d'arsenic dans l'eau potable.

Tableau 9. Risque à vie excédentaire estimé de cancer du poumon (supérieur à la concentration de fond canadienne) associé aux diverses concentrations d'arsenic dans l'eau potable

Concentration d'arsenic dans l'eau potable ($\mu\text{g/L}$)	Risque à vie excédentaire estimé de cancer du poumon supérieur à la concentration de fond canadienne
$\approx 0,0014$	1×10^{-6}
$\approx 0,014$	1×10^{-5}
$\approx 0,14$	1×10^{-4}
CMA proposée = 5 $\mu\text{g/L}$	$3,5 \times 10^{-3}$
CMA actuelle = 10 $\mu\text{g/L}$	7×10^{-3}

La concentration d'arsenic dans l'eau potable qui représente un risque de cancer du poumon « essentiellement négligeable » varie entre 0,0000014 et 0,000014 mg/L (0,0014 à 0,014 $\mu\text{g/L}$). Comme la population canadienne peut être exposée à l'arsenic par de multiples sources (comme les aliments, l'eau potable, l'air et le sol; voir la section 1.3), la valeur basée sur la santé (VBS) pour l'eau potable est fixée à 0,0000014 mg/L (0,0014 $\mu\text{g/L}$), ce qui se situe près de la limite inférieure de la plage.

4.0 Méthodes analytiques de détection de l'arsenic

4.1 Méthodes standardisées

Les méthodes analytiques standardisées disponibles pour l'analyse de l'arsenic total dans l'eau potable et leurs limites de détection de la méthode (LDM) sont résumées dans le Tableau 10. Les LDM dépendent de la matrice d'échantillons, de l'instrumentation et des conditions de fonctionnement choisies et varient d'un laboratoire à l'autre. Ces méthodes sont sujettes à diverses interférences, qui sont décrites dans les références respectives. Ces méthodes permettent de déterminer la concentration d'arsenic total, mais elles ne différencient pas les différentes espèces d'arsenic.

Des laboratoires accrédités au Canada ont été contactés pour déterminer les LDM; les seuils de déclaration de la méthode de ces laboratoires pour l'analyse de l'arsenic total se situaient entre 0,5 et 1 $\mu\text{g/L}$ pour les méthodes fondées sur la spectrométrie de masse au plasma d'argon couplé avec un spectromètre de masse (ICP-MS) (AGAT Laboratories, 2019a,b,c; Paracel Laboratories Ltd., 2019). Les responsables des systèmes de traitement de l'eau potable devraient discuter des exigences d'échantillonnage avec le laboratoire accrédité qui effectue l'analyse pour s'assurer du respect des procédures de contrôle de la qualité. De plus, les seuils de déclaration de la méthode doivent être suffisamment bas pour assurer une surveillance précise à des concentrations inférieures à la CMA proposée.

Tableau 10. Méthodes d'analyse standardisées pour l'analyse de l'arsenic dans l'eau potable

Méthode (référence)	Méthodologie	LDM ($\mu\text{g/L}$)	Commentaires
EPA 200.5 Rev. 4.2 (U.S. EPA, 2003a)	ICP-AES en visée axiale	0,1	Interférences de la matrice : Ca, Mg et Na > 125 mg/L et Si > 250 mg/L

Méthode (référence)	Méthodologie	LDM (µg/L)	Commentaires
EPA 200.7 Rev. 4.4 (U.S. EPA, 1994a)	ICP-AES	1,0	Interférence de la matrice : MDT > 0,2 % (p/v)
EPA 200.8 Rev. 5.4 (U.S. EPA, 1994b)	ICP-MS	0,03 à 0,5	Interférence de la matrice : MDT > 0,2 % (p/v)
EPA 200.9 Rev. 2.2 (U.S. EPA, 1994c)	Spectroscopie d'absorption atomique par four graphite à température stabilisée	0,05	Le HCl présent découlant de la digestion peut influer sur la sensibilité.
SM 3113 (APHA et coll., 2023)	Spectroscopie d'absorption atomique électrothermique	0,5	Une modification de la matrice peut être utile pour réduire les interférences et augmenter la sensibilité. Concentration optimale : de 5 à 100 µg/L
SM 3125 (APHA et coll., 2023)	ICP-MS	0,025 (LDI)	Les échantillons ne devraient pas contenir > 0,5 % de solides dissous.
D5673-16 (ASTM, 2016)	ICP-MS	0,9 (LDI)	Aucun

ICP-AES : spectroscopie d'émission atomique avec plasma induit par haute fréquence; ICP-MS : spectrométrie d'émission au plasma d'argon couplé avec un spectromètre de masse; LDI : limite de détection de l'instrument; LDM : limite de détection de la méthode; MDT : matières dissoutes totales.

4.2 Préparation des échantillons

L'arsenic total comprend les formes dissoutes et particulières de l'arsenic dans un échantillon d'eau. Les méthodes utilisées pour l'arsenic total récupérable servent à analyser l'arsenic total, que l'on compare à la CMA proposée.

Les considérations relatives au traitement des échantillons pour l'analyse de l'arsenic dans l'eau potable (par exemple, la conservation, l'entreposage et la digestion des échantillons) se trouvent dans les références énumérées dans le Tableau 10. La quantification précise de l'arsenic dissous, particulaire et total dépend du respect des étapes appropriées de conservation et de préparation des échantillons. Les méthodes SM 3030B et SM 3030D fournissent des directives sur la filtration, la conservation (acidification) et la digestion à suivre pour déterminer les métaux dissous ou particulaires (APHA et coll., 2023). Pour déterminer les concentrations d'arsenic dissous, les échantillons devraient être filtrés au moment du prélèvement (et non au laboratoire). Le filtrat devrait être acidifié à un pH inférieur à 2 avec de l'acide nitrique concentré.

Actuellement, les méthodes EPA 200.8 et SM 3113 n'exigent pas la digestion thermique en milieu acide pour les métaux extractibles totaux, sauf si la turbidité de l'échantillon est supérieure à 1 unité de turbidité néphéломétrique. Cependant, des études menées sur d'autres métaux (par exemple, le plomb, le chrome) ont montré que cela ne quantifie pas avec exactitude la concentration de métaux totaux dans un échantillon d'eau potable (Triantafyllidou et coll., 2007, 2013; Deshommes et coll., 2010; Haas et coll., 2013; Clark et coll., 2014). En présence d'arsenic particulaire, cette approche peut sous-estimer la concentration d'arsenic total de l'eau potable. La digestion thermique en milieu acide est décrite dans la méthode EPA 200.8 Rev. 5.4 (U.S. EPA, 1994b). La digestion assistée par micro-ondes, décrites dans la méthode SM 3030 K (APHA et coll., 2023), peut également servir à l'analyse des métaux extractibles totaux dans le cas des méthodes basées sur l'ICP-MS.

4.3 Analyseurs en ligne et trousse portative de terrain

Des analyseurs commerciaux en ligne sont disponibles pour quantifier l'arsenic dissous ou soluble. Certains analyseurs en ligne ont une unité de digestion interne qui peut mesurer à la fois l'arsenic total et dissous. Selon l'analyseur, l'arsenic peut être déterminé par voltampérométrie ou par spectrophotométrie. Les analyseurs en ligne ont des plages différentes selon l'appareil et ont des limites de détection de 1 µg/L ou moins.

Une méthode de spéciation de l'arsenic sur le terrain est présentée dans Edwards et coll. (1998). Cette méthode utilise une colonne de résine échangeuse d'anions pour séparer les espèces d'arsenic solubles. Une étape de filtration à l'aide d'un filtre de 0,45 µm sert à séparer les formes solubles et insolubles de l'arsenic (Sorg et coll., 2014). Cette méthode permet de déterminer l'arsenic total, l'arsenic particulaire, l'arsenic soluble, l'As(III) soluble et l'As(V) soluble.

Des trousse de réactifs portatives, qui sont basées sur des méthodes colorimétriques et couvrent diverses plages, sont également disponibles. L'étude He et coll. (2023) présente une revue des différentes trousse de réactifs portatives et comprend les plages, la performance et les références. Les auteurs de cette revue indiquent que les trousse de réactifs sur le terrain ne garantissent pas la même performance que les méthodes analytiques en laboratoire. Ils recommandent de prélever des échantillons en duplicata, des blancs et des échantillons enrichis, et de les comparer aux méthodes standardisées.

Pour mesurer l'arsenic avec exactitude à l'aide de ces appareils, les responsables des systèmes de distribution d'eau potable devraient élaborer un programme d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) semblable à ceux qui sont décrits dans la méthode SM 3020 (APHA et coll., 2023). En outre, il est recommandé de faire vérifier périodiquement les résultats par un laboratoire accrédité. Les responsables des systèmes de distribution d'eau potable devraient vérifier auprès de l'autorité responsable en matière d'eau potable si les résultats de ces méthodes peuvent être utilisés pour la production de rapport de conformité.

5.0 Considérations relatives au traitement

Les technologies de traitement qui peuvent servir à réduire la concentration d'arsenic dans l'eau potable à l'échelle municipale sont la coprécipitation/adsorption, l'adsorption, la filtration sur membrane, l'échange d'ions et l'adoucissement à la chaux amélioré. Il est également possible de combiner ces technologies de traitement pour obtenir des concentrations d'arsenic plus faibles. Le choix d'un procédé de traitement dépend de plusieurs facteurs, notamment la composition chimique de la source d'eau, les procédés de traitement existants, les conditions opérationnelles et les préoccupations liées au traitement des résidus. Les essais à échelle pilote sont essentiels pour s'assurer que l'eau de la source peut être traitée avec succès et pour optimiser les conditions d'opération. Des études à l'échelle de banc d'essai peuvent être utilisées pour déterminer les paramètres opérationnels afin d'obtenir une performance optimale d'enlèvement de l'arsenic pour un système à grande échelle.

À l'échelle résidentielle, on s'attend à ce que les appareils de traitement certifiés reposant sur l'OI, l'adsorption ou la distillation enlèvent efficacement l'arsenic.

5.1 Chimie de l'arsenic

Les formes inorganiques de l'arsenic sont plus répandues dans l'eau. Les espèces présentes dépendent des conditions d'oxydoréduction et du pH (Fields et coll., 2000a; U.S. EPA, 2003b; Sorg et coll., 2014). Dans l'eau souterraine, dans des conditions anoxiques et à faibles potentiels d'oxydoréduction, l'arsenic est généralement présent sous forme réduite, c'est-à-dire As(III). Dans l'eau de surface, dans des conditions aérobies, sa forme oxydée, As(V), est généralement présente (Fields et coll., 2000a; U.S. EPA, 2003b; Katsogiannis et coll., 2007; Ahmad et coll., 2017). Dans l'environnement, l'oxydation ou la réduction de l'arsenic est un processus lent, et une proportion de chaque espèce est généralement présente (Edwards, 1994).

Le programme de recherche sur le traitement de l'arsenic de la U.S. EPA a recueilli des données mensuelles sur la spéciation de l'arsenic dans 65 puits pendant une période maximale de trois ans (Sorg et coll., 2014). Comme il est indiqué précédemment, l'eau souterraine contient généralement de l'arsenic sous forme d'As(III); toutefois, cette étude de spéciation a montré qu'il n'est pas rare que l'eau souterraine contienne également de l'As(V). Les données provenant de ces sources d'eau souterraine ont montré que 31 des 65 puits contenaient principalement de l'As(V), 29 contenaient principalement de l'As(III) et 5 en contenaient un mélange. Les analyses mensuelles effectuées dans ces puits ont montré que la spéciation ne variait pas de manière significative au fil du temps.

Dans le cas de l'enlèvement de l'arsenic, l'espèce [As(III) ou As(V)] est un facteur important. Comme l'As(III) existe principalement sous la forme de l'espèce neutre H_3AsO_3 à un pH inférieur à 9, la plupart des technologies de traitement ne l'enlèvent pas facilement (U.S. EPA, 2003b; Ahmad et coll., 2017). Comme l'As(V) existe principalement sous la forme de l'espèce à charge simple $H_2AsO_4^-$ ou la forme de l'espèce à double charge $HAsO_4^{2-}$, à des valeurs de pH comprises entre 6 et 9, les méthodes de traitement disponibles peuvent l'enlever avec efficacité (U.S. EPA, 2003b; Ahmad et coll., 2017). Par conséquent, l'oxydation de l'As(III) en As(V) joue un rôle essentiel dans le procédé de traitement pour obtenir un enlèvement efficace (Ahmad et coll., 2017).

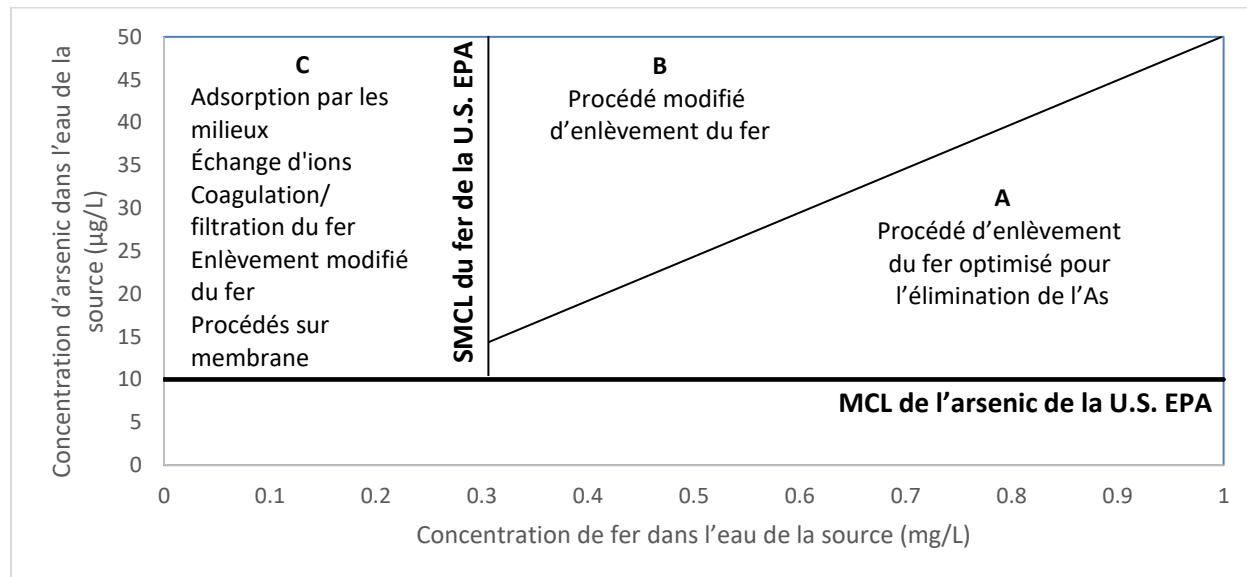
La quantité d'arsenic soluble par rapport à la quantité d'arsenic particulaire est un facteur important pour déterminer le traitement approprié. La prévalence de l'arsenic particulaire dans certaines sources d'eau peut indiquer que la filtration à elle seule diminuerait suffisamment l'arsenic (Edwards et coll., 1998; Chen et coll., 1999). Dans une étude, les auteurs ont échantillonné 428 sources d'eau et détecté plus de 96 % d'arsenic particulaire dans un échantillon d'eau souterraine, plus de 50 % d'arsenic particulaire dans 30 % des échantillons d'eau souterraine et entre 23 % et 54 % d'arsenic particulaire dans les échantillons d'eau de surface (Chen et coll., 1999).

5.2 Traitement à l'échelle municipale

Le choix d'un procédé de traitement approprié pour l'enlèvement de l'arsenic dans un approvisionnement en eau donné est complexe et dépend de nombreux facteurs, comme la qualité de l'eau (notamment la concentration en arsenic, les espèces d'arsenic, la concentration en fer soluble et le pH), les procédés de traitement existants, la simplicité et la fiabilité du système ou de l'opération, la production de résidus et l'élimination. La forme de l'arsenic (soluble ou particulaire) et la proportion de chaque espèce présente ont également une incidence sur le choix du traitement.

L'arsenic s'adsorbe facilement sur le fer soluble. Le fer joue un rôle important dans l'enlèvement de l'arsenic, qu'il soit présent dans l'eau de la source ou ajouté au procédé de traitement. De ce fait, le fer est un facteur critique dans le choix d'un traitement approprié, y compris les procédés d'enlèvement du fer (Wang et coll., 2004). Les procédés d'enlèvement du fer comprennent le procédé d'oxydation chimique/filtration, l'oxydation biologique et la filtration sur sable vert au manganèse (U.S. EPA, 2003b; Hoffman et coll., 2006). Sorg (2002) a mis au point un outil qui définit des zones en fonction du rapport entre la concentration de fer soluble et celle de l'arsenic. L'outil oriente le choix des technologies de traitement potentielles pour l'enlèvement de l'arsenic par rapport à ces zones définies (voir la Figure 2). Dans le cas de l'eau de la zone A, le rapport entre la concentration de fer soluble et la concentration de l'arsenic soluble favoriserait le choix et l'optimisation d'un procédé d'enlèvement du fer (par exemple, un rapport fer soluble à arsenic de 20:1 est le minimum requis pour le procédé d'oxydation chimique/filtration; voir la section 5.2.2). Dans le cas de l'eau de la zone B, il n'y a pas suffisamment de fer soluble, et il faudrait envisager un procédé modifié d'enlèvement du fer. Dans le cas de l'eau de la zone C, les faibles concentrations de fer soluble indiquent que les technologies à prendre en considération pour l'enlèvement de l'arsenic comprennent l'adsorption, l'échange d'ions, la coagulation/filtration du fer, l'enlèvement modifié du fer et les procédés sur membrane.

Figure 2. Outil d'évaluation des technologies de traitement pour l'enlèvement de l'arsenic (adapté de Sorg, 2002)



MCL : « maximum contaminant level »; SMCL : « secondary maximum contaminant level ».

La présence d'ions concurrents peut avoir un impact sur l'efficacité des différentes technologies de traitement. Les phosphates, les sulfates, la matière organique naturelle (MON), les silicates, le fluorure, les carbonates, le vanadium, le sélénium et les métaux lourds à l'état de traces ont le potentiel d'avoir un impact négatif sur l'enlèvement de l'arsenic selon la technologie utilisée (Fields et coll., 2000a,b; Korngold et coll., 2001; Rubel, 2003a,b; U.S. EPA, 2003b; Sancha,

2006; Guan et coll., 2009a,b; Pallier et coll., 2010; Clifford et coll., 2011; Möller et coll., 2011; Mondal et coll., 2013; Sorlini et coll., 2014; Cortina, 2016; Hering et coll., 2017; Mohanty, 2017; Sorg et coll., 2017a; van Genuchten et Ahmad, 2020). En raison de sa chimie similaire, le phosphate est fortement en concurrence avec l'arsenic dans diverses technologies de traitement. Il a été constaté que la présence de calcium améliore l'enlèvement de l'arsenic pour le traitement conventionnel et pour l'oxydation chimique/la filtration (van Genuchten et Ahmad, 2020; Guan et coll., 2009b).

Santé Canada recommande fortement que tous les produits chimiques et composants utilisés dans les systèmes de traitement soient certifiés selon la norme NSF/CAN 60 : Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé (NSF International, 2024a) et la norme NSF/ANSI/CAN 61 : Composants du système d'eau potable – Effets sur la santé (NSF International, 2023a). Ces normes garantissent que les matériaux répondent aux exigences fondées sur la santé et leur innocuité dans l'eau potable.

Les sous-sections suivantes présentent les études menées à grande échelle et à l'échelle pilote. Il s'agit notamment d'études réalisées dans le cadre d'un programme de démonstration à grande échelle de la U.S. EPA qui évaluait diverses technologies de traitement auprès de petits systèmes et de systèmes semi-publics. Ce programme a généralement surveillé les systèmes sur plusieurs années. Dans certains cas, les systèmes ont subi des modifications pendant l'étude pour tenter d'améliorer l'enlèvement de l'arsenic (U.S. EPA, 2023).

5.2.1 Préoxydation

La plupart, voire la totalité des technologies de traitement enlèvent l'As(V) mieux que l'As(III), bien qu'elles puissent nécessiter un ajustement du pH pour l'optimisation. En présence d'une quantité significative d'As(III), la préoxydation améliore l'enlèvement de l'arsenic. Il est possible d'oxyder rapidement l'arsenic dans de nombreuses conditions à l'aide de chlore, de permanganate, d'ozone et de composés oxydants solide à base de dioxyde de manganèse (Ghurye et Clifford, 2001, 2004; Katsoyiannis et coll., 2004; Dodd et coll., 2006; Sorlini et Gialdini, 2010; Clifford et coll., 2011). Toutefois, l'oxygène, l'aération, le dioxyde de chlore, la chloramine et le traitement au rayonnement ultraviolets ne sont pas efficaces pour oxyder l'arsenic (Bissen et Frimmel, 2003; U.S. EPA, 2003b; Ghurye et Clifford, 2004; Hoffman et coll., 2006; Sorlini et Gialdini, 2010; Mohanty, 2017). Si l'on ajoute du chlore en présence d'ammoniac, des chloramines se forment et ont un effet négatif sur l'oxydation de l'As(III) (Chen et coll., 2018). La présence de MON dans la source d'eau peut également empêcher l'oxydation de l'As(III) lorsqu'on utilise du permanganate (Chen et coll., 2018) et de l'ozone (Ghurye et Clifford, 2001). On peut déterminer la dose appropriée de permanganate à l'aide d'un essai de flocculation en bêcher (jar test), comme il est indiqué dans l'étude menée par Chen et coll. (2018).

Une oxydation biologique de l'As(III) par des bactéries oxydant le fer ou le manganèse peut également se produire (Gude et coll., 2018a; Cognale et coll., 2019). Il existe aussi des bactéries oxydant l'arsenic qui peuvent se développer et survivre dans les filtres (Lytle et coll., 2007). Lorsque la préoxydation se fait au moyen de bactéries oxydant l'arsenic, une préaération est nécessaire pour assurer la croissance et le développement des bactéries (Lytle et coll., 2007; Gude et coll., 2018a;b; Cognale et coll., 2019). Le développement microbien dans ces

conditions s'est révélé prendre entre 10 jours et un mois pour s'établir (Zouboulis et Katsoyiannis, 2005; Lytle et coll., 2007). L'acheminement d'eau aérée dans de nouveaux milieux filtrants favorise la croissance rapide des bactéries, et l'ensemencement avec d'anciens milieux filtrants s'est avéré inutile (Lytle et coll., 2007).

Le choix de l'oxydant et du point de dosage sont des facteurs importants à prendre en compte dans la conception et dépendent de la qualité de l'eau brute (Hoffman et coll., 2006). La stratégie de préoxydation devrait comprendre une évaluation visant à déterminer si des sous-produits de désinfection (SPD) sont formés et à confirmer qu'aucun autre problème de conformité ne se produit. Des études à l'échelle de banc d'essai et à échelle pilote peuvent aider à optimiser la stratégie d'oxydation.

5.2.2 Coprécipitation/adsorption

Les procédés de coagulation/filtration et d'enlèvement du fer enlèvent l'arsenic en combinant la coprécipitation et l'adsorption. Dans les eaux contenant de grandes quantités d'oxyde de fer soluble [(Fe(II)], des procédés d'enlèvement du fer peuvent être utilisés pour enlever simultanément l'arsenic (Sorg, 2002; U.S. EPA, 2005). Lorsque la quantité de fer est insuffisante, un coagulant est ajouté dans un procédé de coagulation/filtration. Lorsque l'oxydation se produit, le fer et l'arsenic sont coprécipités, et l'arsenic s'adsorbe sur l'oxyde de fer [Fe(III)] nouvellement formé (Sorg, 2002; Katsoyiannis et Zouboulis, 2004; Hoffman et coll., 2006; Chen et coll., 2018).

Comme les particules de fer préformées ont une capacité moindre d'éliminer l'As(V) que les particules de fer qui se forment en présence d'As(V), l'oxydation du fer et de l'arsenic devrait avoir lieu en même temps pour obtenir un enlèvement optimal de l'arsenic (Edwards, 1994; Roberts et coll., 2004; Tresintsi et coll., 2013). Ces procédés s'améliorent avec l'augmentation de la teneur en fer naturel dans l'eau et l'augmentation de la superficie des particules (Lytle et coll., 2005; Hoffman et coll., 2006; Thirunavukkarasu et coll., 2014).

Coagulation/filtration

La coagulation/filtration est la méthode classique la plus utilisée pour traiter l'arsenic dans l'eau et elle convient aux systèmes de traitement de l'eau potable à grande capacité (Chen et coll., 2002; U.S. EPA, 2005; Cortina, 2016). Des flocons chargés d'arsenic se forment par l'ajout d'un coagulant, puis sont enlevés par décantation et filtration (U.S. EPA, 2005; Sancha, 2006; Mondal et coll., 2013; Cortina, 2016). L'enlèvement efficace est fonction des espèces d'arsenic et de la concentration initiale, du type de coagulant et de la dose, de l'intensité du mélange, du pH et de la composition de l'eau (Sancha, 2006; Hering et coll., 2017). Les coagulants couramment utilisés pour enlever l'arsenic par coagulation/filtration sont le sulfate d'aluminium (alun), le chlorure de fer, le sulfate de fer et les polymères cationiques (Fields et coll., 2000b; Han et coll., 2002; Sancha, 2006; Cortina, 2016). Un système optimisé peut enlever plus de 90% d'arsenic (U.S. EPA, 2005). Une sélection d'études menées à grande échelle est présentée dans le Tableau 11.

Un enlèvement plus importante de l'As(V) que de l'As(III) à toutes les valeurs de pH et avec tous les coagulants a été observé (U.S. EPA, 2005; Lakshmanan et coll., 2008; Sun et coll., 2013; Sorlini et Gialdini, 2014; Cortina, 2016). La présence d'ammoniac peut avoir entraîné la

formation de chloramines et donc une oxydation incomplète de l'As(III) en As(V) (Valigore et coll., 2008a).

Les coagulants à base de fer se sont révélés mieux enlever l'arsenic que les coagulants à base d'aluminium (U.S. EPA, 2000; Odell, 2010). Les doses typiques de coagulants à base de fer qui sont efficaces sont de 5 à 30 mg/L, avec un meilleur enlèvement à un pH inférieur à 8 (U.S. EPA, 2003b; Lakshmanan et coll., 2008; Odell, 2010; Cortina, 2016). La coagulation à l'alun (dose typique de 10 à 50 mg/L, à un pH de 6 à 7) est moins efficace que la coagulation à base de fer pour l'As(V) et elle n'enlève pas l'As(III) (Lakshmanan et coll., 2008; Cortina, 2016).

L'enlèvement de l'As(V) dépend de la dose de coagulant et du pH, ainsi que du potentiel zéta de la suspension colloïdale (Edwards, 1994; Pallier et coll., 2010; Hu et coll., 2012; Pramanik et coll., 2016). Un pH plus faible augmente les sites d'adsorption à charge positive et diminue la concentration des ions OH⁻ concurrents (Ghurye et coll., 2004; Sancha, 2006; Pramanik et coll., 2016). L'abaissement du pH en deçà de 7 peut entraîner un enlèvement accru et nécessiter moins de coagulant (Sancha, 2006; Lakshmanan et coll., 2008; Cortina, 2016; Hering et coll., 2017). L'enlèvement de l'As(III) dépend de la dose de coagulant et, dans une moindre mesure, du pH (Edwards, 1994; Pallier et coll., 2010). Cependant, comme l'As(V) s'enlève plus facilement que l'As(III), la méthode préférée consiste à préoxyder la quantité totale d'As(III) en As(V) avant la coagulation/filtration classique. Une étude de Sorlini et coll. (2014) évaluant huit installations de traitement à grande échelle a montré que le taux d'enlèvement le plus élevé est atteint lorsqu'on procède soit à un ajout de fer en deux étapes, soit à une adsorption postérieure à l'ajout de fer.

En raison des doses de coagulant requises pour l'enlèvement de l'arsenic, d'importantes quantités de boues chargées d'arsenic peuvent être produites. Cela peut entraîner des difficultés pour éliminer les boues contaminées. La production de boues est un inconvénient important pour l'utilisation de la coagulation/filtration classique dans le processus d'enlèvement de l'arsenic de l'eau potable.

Tableau 11. Études menées à grande échelle utilisant la coagulation/filtration pour l'enlèvement de l'arsenic

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Coagulant	Paramètres opérationnels	Référence
Échelle municipale					
7,5 [As(III) = 0,7]	3,5	Eau souterraine et ruissellement de l'eau de surface par l'aqueduc pH = 8,0 Fe soluble < 30 $\mu\text{g/L}$ COT = 2,4 mg/L (sous la forme C)	FeCl ₃ = 1 à 2 mg/L (sous la forme Fe) Polymère cationique = 1 à 5 mg/L	Préozonation (1,5 mg/L) Temps de contact de la flocculation = 8,5 min Débit = 420 mgj Milieux filtrants : Charbon anthracite Post-chloration (2 mg/L résiduels)	Fields et coll. (2000b)
19,1 [As(III) = 0,6]	4,0	Eau de surface pH = 8,4 Fe soluble < 30 $\mu\text{g/L}$ COT = 3,7 mg/L (sous la forme C)	Alun = 25 à 30 mg/L	Préchloration Débit = 6 à 8 mgj en hiver et 30 à 35 mgj en été Milieux filtrants : Anthracite/sable	

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Coagulant	Paramètres opérationnels	Référence
			Polymère cationique = 0, 75 mg/L		
20 [As(III) = 14]	4	Eau souterraine pH = 7,9 Fe = 165 $\mu\text{g/L}$ Phosphate = 550 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 1,2 mg/L	FeClSO ₄ = 2,3 mg/L (sous la forme Fe)	Oxydation biologique Milieux filtrants : Anthracite/sable Lavage à contre-courant tous les 3 jours	Katsoyannis et coll. (2008)
11,9 ± 1,0 [As(III) = 11, 7 ± 1,0]	< 1 (Avant utilisation du coagulant As ~ 6,3 $\mu\text{g/L}$)	Eau souterraine pH = 7,6 ± 0,1 Fe = 1 400 ± 70 $\mu\text{g/L}$ [sous la forme Fe(II)] NH ₃ = 0,55 ± 0,1 mg/L COT = 2,4 ± 0,2 mg/L (sous la forme C)	FeCl ₃ = 1,8 mg/L [sous forme Fe(III)]	Préoxydation par KMnO ₄ (1,2 mg/L MnO ₄ ⁻) Débit = 10 Mm ³ /an Filtre : Sable rapide	Ahmad et coll. (2018)
34,4 [As(III) = 29, 1]	8,3	Eau souterraine pH = 8,3 Fe soluble = 26,1 $\mu\text{g/L}$ SiO ₂ = 9,5 mg/L (sous la forme SiO ₂) P = 44,7 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	FeCl ₃ = 2,2 mg/L (sous la forme Fe)	Préchloration Temps de contact = 4,3 min Débit = 263 gpm pour 6,5 h/jour Taux de filtration = 7,0 gpm/pi ² Milieux filtrants : Céramique	Chen et coll. (2010c) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
Autres systèmes					
29,0 [As(III) = 26, 2]	2,7	Eau souterraine pH = 7,8 Fe soluble = 146 $\mu\text{g/L}$ SiO ₂ = 14,1 mg/L (sous la forme SiO ₂)	FeCl ₃ = 1,8 mg/L (sous la forme Fe)	Complexe saisonnier Préchloration Temps de contact = 23 min Débit = 49 à 53 gpm Taux de filtration = 4,0 gpm/pi ² Milieux filtrants : Anthracite	Chen et coll. (2011a) (programme de démonstration de la U.S. EPA)

COT : carbone organique total; Fe : fer; FeCl₃ : chlorure de fer(III); FeClSO₄ : sulfate de chlorure de fer; Fe(II) : oxyde de fer(II); Fe(III) : oxyde de fer(III); gpm : gallons par minute; KMnO₄ : permanganate de potassium; mgj : million de gallons par jour; Mm³ : mégamètre cube; MnO₄⁻ : permanganate; NH₃ : ammoniac; P : phosphore; SiO₂ : silice.

Oxydation chimique/filtration

Pour que l'oxydation chimique ou la filtration soit efficace, le rapport fer soluble-arsenic dans l'eau de la source doit être d'au moins 20:1 (Sorg, 2002; U.S. EPA, 2003b, 2005). Ce procédé, qui comprend l'ajout d'un oxydant fort, un temps de contact suffisant et une filtration, peut être utilisé sur une plage de pH de 5,5 à 8,5 (U.S. EPA, 2003b; Ghurye et Clifford, 2004; Hoffman et coll., 2006).

Étant donné que le chlore, le permanganate de potassium et l'ozone s'oxydent rapidement, le temps de contact n'est pas un facteur critique pour ces oxydants. Cependant, un temps de contact prolongé peut permettre une plus grande formation des particules et un meilleur enlèvement par filtration subséquente (Hoffman et coll., 2006). Il est recommandé de procéder à des essais de

flocculation en bécher (jar test) pour déterminer la dose optimale d'oxydant (Hoffman et coll., 2006).

Le point d'ajout de l'oxydant est important, car les particules de fer formées en présence d'As(V) ont une meilleure capacité d'enlèvement (Lytle et coll., 2005; Hoffman et coll., 2006; Tresintsi et coll., 2013). Une étude à l'échelle de banc d'essai a évalué la co-oxydation d'As(III) (50 µg/L), de Fe(II) (5 mg/L) et d'oxyde de manganèse (Mn(II)) (0,5 mg/L) et a montré que le chlore et le permanganate de potassium sont capables de réduire les concentrations d'arsenic, les faisant passer à moins de 10 µg/L, et le permanganate de potassium permet d'obtenir la plus grande diminution (van Genuchten et Ahmad, 2020). La présence de MON dans la source d'eau peut également empêcher l'oxydation de l'As(III) par le permanganate (Chen et coll., 2018). L'ozone est également efficace (Ghurye and Clifford, 2004). La MON et d'autres contaminants peuvent entraver l'oxydation (Ghurye et Clifford, 2004; Chen et coll., 2018). Bien que l'aération puisse oxyder efficacement le Fe(II), elle est inefficace pour oxyder l'arsenic (van Genuchten et Ahmad, 2020).

L'oxydation/la filtration fournit continuellement de nouveaux sites pour l'adsorption de l'arsenic, de sorte qu'il n'est pas nécessaire de régénérer le filtre (Pokhrel et Viraraghavan, 2009). Il faut tenir compte de la formation de SPD lorsqu'on utilise l'oxydation chimique (Hoffman et coll., 2006; Santé Canada, 2006b, 2008a,b, 2011). Pour éviter la formation de SPD, on peut utiliser du permanganate pour oxyder efficacement l'As(III) et le Fe(II). Le dosage de permanganate est important, car une surdose peut colorer l'eau en rose. En présence de MON, des particules colloïdales de dioxyde de manganèse peuvent se former et sont difficiles à éliminer pendant la filtration sur milieu (Knocke et coll., 1987, 1991, 1994; Chen et coll., 2018). L'augmentation de la dose de permanganate pour surmonter l'effet de la MON réduirait la formation de particules de dioxyde de manganèse (Knocke et coll., 1991).

Le Tableau 12 résume les résultats des études menées à grande échelle sur l'enlèvement de l'arsenic au moyen de l'oxydation chimique/ la filtration pour des sources d'eau souterraine. Prises ensemble, ces études illustrent les défis et de nombreux facteurs (par exemple, oxydation incomplète, insuffisance de fer, ions concurrents, arsenic particulaire) qui influent sur le succès de cette technologie de traitement dans l'atteinte de faibles niveaux d'arsenic (entre 1 et 10 µg/L) dans l'eau traitée. Les fuites de fer/d'arsenic peuvent se produire en raison des facteurs suivants : oxydation inadéquate permettant le passage du fer soluble, de l'As(III) et de l'As(V) par les procédés de filtration; lavage à contre-courant inadéquat ou trop de temps écoulé entre les lavages à contre-courant (Hoffman et coll., 2006).

Tableau 12. Études menées à grande échelle montrant les résultats de l'enlèvement de l'arsenic par oxydation chimique/filtration dans les sources d'eau souterraine

Arsenic dans l'eau à traiter (µg/L)	Arsenic dans l'eau traitée (µg/L)	Autres paramètres de la source d'eau	Oxydant	Paramètres opérationnels	Référence
Systèmes municipaux – petits systèmes (jusqu'à 6 000 personnes)					
48,5	11,9	Rapport Fe soluble à As = 9:1	Chlore = 3 mg/L (sous	Taux de filtration = 10 gpm/pi ²	Fields et coll. (2000a)

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Oxydant	Paramètres opérationnels	Référence
[As(III)] = 1,4]	(élimination de l'arsenic particulaire seulement)	(< 20:1 fer insuffisant) Fe soluble = 107 $\mu\text{g/L}$ As particulaire = 38,9 $\mu\text{g/L}$	la forme Cl ₂)	Débit de conception = 1,4 mg/j Milieux filtrants : Anthracite Lavage à contre-courant = 1/8 h Peut bénéficier d'un ajout de fer Étude de six mois	
17,7 [As(III)] = 14,9]	9,3 (aucun ajout de Fe)	Eau souterraine pH = 7,9 Fe soluble = 250 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 0,3 mg/L (sous la forme N) SiO ₂ = 11,2 mg/L (sous la forme SiO ₂) P = 57,4 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) COT = 2,0 mg/L (sous la forme C)	NaOCl = 3,2 mg/L (sous la forme Cl ₂)	Préchloration Temps de contact = 6,8 min Débit = 350 gpm Taux de filtration = 8,9 gpm/pi ² Milieux filtrants : Céramique	Valigore et coll. (2008a) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
	5,0 (ajout de 0,5 mg/L de Fe)				
11,4 [As(III)] = 8,7]	2,4	Rapport Fe soluble à As = 80:1 Fe soluble = 250 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 0,3 mg/L (sous la forme N) COT = 2,0 mg/L P = 57,4 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) SiO ₂ = 11,2 mg/L (sous la forme SiO ₂)	NaOCl = 2,5 mg/L (sous la forme Cl ₂)	Débit = 163 gpm Temps de contact = 69 min Milieux filtrants : Sable Lavage à contre-courant = 1 à 2/semaine Chloration au point critique pas atteinte (ammoniac) – oxydation incomplète	Valigore et coll. (2008b) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
36,5 [As(III)] = 35,8]	14,1 (aucun ajout de Fe)	Rapport Fe soluble à As = 13:1 <td data-kind="parent" data-rs="2">NaOCl = 1,2 mg/L (sous la forme Cl₂)</td> <td data-kind="parent" data-rs="2">Débit = 140 gpm Temps de contact = 5 min Milieux filtrants : Céramique Lavage à contre-courant = 189/an</td> <td>Condit et Chen (2006) (programme de démonstration de la U.S. EPA)</td>	NaOCl = 1,2 mg/L (sous la forme Cl ₂)	Débit = 140 gpm Temps de contact = 5 min Milieux filtrants : Céramique Lavage à contre-courant = 189/an	Condit et Chen (2006) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
	6,0 à 9,3 (ajout de 1,85 mg/L de Fe)	Fe soluble = 485 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 0,7 mg/L (sous la forme N) SiO ₂ = 28,7 mg/L (sous la forme SiO ₂)			
41,8 [As(III)] = 11,6]	8,3	Rapport Fe soluble à As = 29:1 Fe soluble = 1 153 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 0,2 mg/L (sous la forme N) COT = 1,7 mg/L P = 30,4 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) SiO ₂ = 29,9 mg/L (sous la forme SiO ₂)	NaOCl = 1,7 mg/L (sous la forme Cl ₂)	Débit = 231 gpm Temps de contact = 7,4 min Milieux filtrants : Céramique Lavage à contre-courant = 3/semaine	Chen et coll. (2010d) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
Autres systèmes					

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Oxydant	Paramètres opérationnels	Référence
29,4 [As(III) = 17,7]	3,6	Rapport Fe soluble à As = 52:1 Fe soluble = 1 058 $\mu\text{g/L}$ NH_3 = 1,0 mg/L (sous la forme N) COT = 1,8 mg/L P = 11,0 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) SiO_2 = 15,2 mg/L (sous la forme SiO_2)	NaOCl = 1,7 mg/L (sous la forme Cl_2)	Système d'une école Débit = 47 gpm TCFV du filtre = 12,5 min Milieux filtrants : À base de fer Lavage à contre-courant = 8/an	Stowe et coll. (2011a) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
18,9 [As(III) = 16,3]	6,0	Rapport Fe soluble à As = 80:1 Fe soluble = 1 432 $\mu\text{g/L}$ NH_3 = 2,9 mg/L (sous la forme N) P = 69,6 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) SiO_2 = 14,5 mg/L (sous la forme SiO_2)	NaOCl = 1,3 à 5,9 mg/L (sous la forme Cl_2)	Installation de maison de soins infirmiers Débit = 20 gpm Temps de contact > 4,1 min Milieux filtrants : Céramique Lavage à contre-courant = 102/14 mois Chloration au point critique pas atteinte (NH_3) – oxydation incomplète	Chen et coll. (2009a) (programme de démonstration de la U.S. EPA)
27,5 [As(III) = 21,9]	6,4	Rapport Fe soluble à As = 88:1 Fe soluble = 2 385 $\mu\text{g/L}$ NH_3 = 1,2 mg/L (sous la forme N) P = 417 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme PO_4) SiO_2 = 24,2 mg/L (sous la forme SiO_2) COT = 3,3 mg/L	KMnO ₄ = 1,3 à 6,5 mg/L	Parc pour maisons mobiles Débit = 4 gpm Temps de contact = 103 min Milieux filtrants : Céramique Taux de filtration = 5,4 gpm/ pi^2 Lavage à contre-courant = 1 133/15 mois	Shiao et coll. (2009) (programme de démonstration de la U.S. EPA)

COT : carbone organique total; Fe : fer; KMnO₄ : permanganate de potassium; gpm : gallons par minute; mgj : million de gallons par jour; NaOCl : hypochlorite de sodium; NH₃ : ammoniac; P : phosphore; SiO₂ : silice; TCFV : temps de contact en fût vide.

Oxydation biologique/filtration

L'oxydation biologique/la filtration consiste à utiliser des bactéries oxydant le fer ou le manganèse (favorisées par préaération) pour former des oxydes particulaires, qui sont ensuite filtrés (Zouboulis et Katsoyiannis, 2002, 2005; Katsoyiannis et coll., 2008). Les exemples d'oxydation/filtration biologique comprennent la filtration lente sur sable, la filtration rapide sur sable et la filtration sur charbon actif biologique (Pokhrel et coll., 2005; Lytle et coll., 2007; Gude et coll., 2016). Ces procédés ne nécessitent pas l'utilisation d'oxydants chimiques, ce qui peut aider à réduire le potentiel de formation de SPD (Zouboulis et Katsoyiannis, 2005). Cette technologie est mieux adaptée aux petits systèmes, car elle n'est peut-être pas rentable pour les systèmes de plus grande envergure (Pokhrel et Viraraghavan, 2009). Ce procédé est efficace en présence d'une quantité suffisante de fer soluble. Par exemple, une étude à l'échelle de banc d'essai a démontré l'enlèvement de l'arsenic jusqu'à une valeur de 5 $\mu\text{g/L}$ avec un rapport fer-arsenic de 40:1 (Pokhrel et Viraraghavan, 2009).

L’oxydation/filtration biologique à l’aide de bactéries oxydant le fer permet de mieux enlever l’arsenic qu’avec des bactéries oxydant le manganèse, car les oxydes de fer sont également de bons adsorbants de l’arsenic (Katsoyiannis et Zouboulis, 2004). Les bactéries oxydant le fer oxydent également l’As(III) en As(V), qui est ensuite adsorbé sur les oxydes de fer déposés dans le filtre (Katsoyiannis et coll., 2004; Lytle et coll., 2007). Les bactéries oxydant l’arsenic ont pu se développer et être maintenues dans des filtres à sable lent, même avec une faible concentration initiale d’arsenic (Gude et coll., 2018a,b). Les études portant sur l’utilisation de l’oxydation/filtration biologique pour enlever l’arsenic sont présentées dans le Tableau 13.

L’oxydation/filtration biologique produit continuellement un adsorbant d’oxyde de fer *in situ*, ce qui élimine les risques de percée (Katsoyiannis et Zouboulis, 2004, 2006; Pokhrel et Viraraghavan, 2009). Les oxydes de fer produits par oxydation bactérienne sont considérés comme étant plus denses, ont une surface spécifique plus grande et adsorbent plus d’arsenic (Katsoyiannis et Zouboulis, 2006). L’enlèvement de l’As(III) augmente avec le potentiel d’oxydoréduction et l’oxygène dissous (Katsoyiannis et Zouboulis, 2006).

Tableau 13. Oxydation biologique avec aération pour l’enlèvement du fer et de l’arsenic des sources d’eau souterraine

Arsenic dans l’eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Arsenic dans l’eau traitée ($\mu\text{g/L}$) ^a	Autres paramètres de la source d’eau ^a	Paramètres opérationnels	Échelle/reférence
46 \pm 8 [As(III)] = 37 \pm 2	9 à 10	Rapport Fe soluble à As = 50,3:1 ^b Fe soluble = 2 312 \pm 138 ($\mu\text{g/L}$) pH 7,48 \pm 0,1 NH ₃ = 1,15 \pm 0,04 mg/L (sous la forme N) COT = 1,2 mg/L	Production de l’installation = 0,6 mgj Milieux filtrants : Sable/anthracite Taux de charge hydraulique du filtre = 2 gpm/pi ² Lavage à contre-courant tous les 3 jours	Grande échelle/Lytle et coll. (2007)
10,2 [As(III)] = 8,23	1,5	Fe = 1,97 mg/L pH 7,29 NH ₃ = 0,27 mg/L (sous la forme N) Phosphate = 0,023 mg/L (sous la forme P) COT = 1,53 mg/L (sous la forme C)	Temps de séjour = 13,9 min Milieux filtrants : Sable Taux de filtration = 5,0 m/h	Grande échelle/Gude et coll. (2016)
13,2 [As(III)] = 12,7	6,18	Fe = 1,40 mg/L pH 7,54 NH ₃ = 0,42 mg/L (sous la forme N) Phosphate = 0,15 mg/L (sous la forme P) COT = 2,22 mg/L (sous la forme C)	Temps de séjour = 13,4 min Milieux filtrants : Sable Taux de filtration = 4,8 m/h	
26,1 [As(III)] = 22,4	2,44	Fe = 4,33 mg/L pH 7,39 NH ₃ = 0,29 mg/L (sous la forme N)	Temps de séjour = 12,4 min Milieux filtrants : Sable/anthracite Taux de filtration = 6,8 m/h	

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$) ^a	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels	Échelle/référence
		Phosphate = 0,19 mg/L (sous la forme P) COT = 2,56 mg/L (sous la forme C)		
$17,4 \pm 1,7$ [As(III)] = $11,6 \pm 1,5$	0,7 ± 0,5	Rapport Fe soluble à As = 454:1 ^b Fe soluble = $7,9 \pm 0,7$ mg/L	Milieux filtrants : Sable/CAB Aéré pour favoriser la croissance biologique Débit = 4,5 L/min Filtre à sable lavé à contre-courant une fois par mois Filtre à CAB lavé à contre-courant une fois par mois	Échelle réduite/Pokhrel et coll. (2005)
	0,8 ± 0,5	Rapport Fe soluble à As = 454:1 ^b Fe soluble = $7,9 \pm 0,7$ mg/L	Milieux filtrants : Sable Aéré pour favoriser la croissance biologique Débit = 4,5 L/min directement avec le lavage à contre-courant L'encrassement du filtre entraîne une baisse du débit Filtre lavé à contre-courant au moins tous les 2 jours	

CAB : charbon actif biologique; COT : carbone organique total; Fe : fer; mg_j : million de gallons par jour; NH₃ : ammoniac; Rapport Fe soluble à As : rapport du fer soluble à l'arsenic soluble.

^a Valeurs moyennes.

^b Calculé.

Procédé sur sable vert au manganèse

Le procédé de filtration sur sable vert au manganèse comprend une oxydation par le permanganate de potassium ou le chlore, suivie de l'utilisation d'un milieu filtrant à base de sable vert (sable recouvert d'une couche de dioxyde de manganèse). Le sable vert catalyse l'oxydation et la précipitation des hydroxydes de fer et de manganèse, qui sont ensuite filtrés (U.S. EPA, 2003b; Hoffman et coll., 2006). Pour prolonger la durée de vie du filtre, une couche d'anthracite précède généralement la couche de sable vert au manganèse. Cela permettra de filtrer la plupart des hydroxydes de fer contenant de l'As(V) formés au cours de la préoxydation. L'eau passe ensuite dans le sable vert au manganèse, qui oxyde et précipite les résidus de fer, de manganèse et d'arsenic (Hoffman et coll., 2006).

Le procédé de filtration sur sable vert au manganèse peut fonctionner en continu ou par intermittence (U.S. EPA, 2003b; Hoffman et coll., 2006; Thirunavukkarasu et coll., 2014). Pour un fonctionnement continu, du permanganate ou du chlore est continuellement ajouté au système (U.S. EPA, 2003b). Dans le cas du procédé intermittent, le filtre sur sable vert est périodiquement régénéré pour permettre au MnO₂ sur la surface du filtre d'oxyder le fer et l'arsenic solubles lorsqu'ils entrent en contact avec le milieu. La régénération se fait à l'aide de permanganate de potassium ou de chlore. Si l'on utilise du chlore, il peut être nécessaire de régénérer périodiquement le filtre au permanganate de potassium (U.S. EPA, 2003b; Hoffman et coll., 2006).

Les études portant sur le système de filtration sur sable vert au manganèse sont présentées dans le Tableau 14. Une étude a utilisé du permanganate de sodium, car la présence d'ammoniac provoquerait la formation de chloramine si l'on utilisait du chlore. Comme la source d'eau contenait également des niveaux élevés de carbone organique total (COT), les auteurs ont procédé à des jar tests pour déterminer la dose requise de permanganate de sodium (Chen et coll., 2018).

Tableau 14. Études montrant l'élimination de l'arsenic à l'aide d'un système de filtration sur sable vert au manganèse

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$) ^a	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels	Échelle/référence
4 à 38	< 10	Uranium = 1 à 14,3 $\mu\text{g/L}$ Concentration élevée en fer et en manganèse pour la plupart des installations (valeurs non fournies)	10 installations à grande échelle en Saskatchewan Sable vert au manganèse	Grande échelle/Thirunavukkarasu et coll. (2014)
33,1 [As(III) = 24,1]	3,4	Rapport Fe soluble à As = 72:1 Fe soluble = 2 277 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 3,8 mg/L (sous la forme N) P = 89,1 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) SiO ₂ = 22,1 mg/L (sous la forme SiO ₂) COT = 7,9 mg/L	NaMnO ₄ = 6,3 mg/L Débit = 11,4 gpm/cuve Débit = 40,5 gpm total Taux de filtration = 3,4 gpm/pi ² Milieux filtrants : Anthracite/sable vert au manganèse Lavage à contre-courant = 1/3 jours	Grande échelle/Chen et coll. (2011b) Étude de 14 mois (programme de démonstration de la U.S. EPA)
	2,0			Grande échelle/Chen et coll. (2018) (2009 à 2016)
20,7 [As(III) = 16,0]	3,1	pH 7,6 Fe soluble = 953 $\mu\text{g/L}$	Préchloration Lavage à contre-courant à l'eau 1/20 h Lavage à contre-courant à l'air 1/72 h Sable vert au manganèse	Grande échelle/Fields et coll. (2000a)
300 ± 270	11 ± 4	pH 6,62 Fe soluble = 1,07 mg/L	Préchloration Milieux : Sable vert commercial Débit = 60 L/s	Échelle pilote/Feistel et coll. (2016)

COT : carbone organique total; Fe : fer; gpm : gallons par minute; NaMnO₄ : permanganate de sodium; NH₃ : ammoniac; P : phosphore; SiO₂ : silice.

^a Valeurs moyennes.

5.2.3 Adsorption

L'efficacité de l'adsorption est fonction de la concentration initiale, du type d'adsorbant, de l'espèce d'arsenic et de la composition chimique de l'eau (pH et ions concurrents) (Su et coll., 2008; Clifford et coll., 2011). Les milieux adsorbants comprennent les oxydes métalliques

granulaires comme l'aluminium, le fer ou le titane (Möller et coll., 2011). Pour tous les milieux contenant des (hydr)oxydes métalliques, l'adsorption de l'arsenic diminue avec l'augmentation du pH (Clifford et coll., 2011). Les matériaux d'adsorption présentent des variations importantes dans leur composition chimique et leurs propriétés physiques, qui ont une incidence sur les paramètres de conception clés (par exemple, temps de contact en fût vide [TCFV], taux de charge hydraulique, fréquence de lavage à contre-courant et exigences relatives au fonctionnement et à l'entretien). Certains milieux d'adsorption à usage unique peuvent nécessiter un lavage à contre-courant même si la régénération n'est pas possible.

Les études de traitement menées à grande échelle utilisant l'adsorption sont présentées dans le Tableau 15 (configuration en parallèle) et dans le Tableau 16 (configuration en série). Ces études illustrent la variabilité de la performance d'adsorption en termes d'enlèvement de l'arsenic. Dans certains cas, l'ajustement préalable du pH à des niveaux plus bas a fait augmenter le volume du lit (BV) jusqu'au point de percée (Valigore et coll., 2007; Stowe et coll., 2011b). Cependant, McCall et coll. (2008) n'ont pas démontré d'amélioration avec l'ajustement du pH. Lorsque l'arsenic était principalement présent sous la forme As(III), la préchloration améliorait la réduction (Chen et coll., 2006). La performance était moindre en présence d'ions concurrents (par exemple, silice ou phosphore) (Cumming et coll., 2009a,b).

Milieux adsorbants à base d'alumine

L'alumine activée (AA) peut atteindre un enlèvement élevé d'arsenic et a le potentiel de traiter des milliers de volumes de lit en fonction de la composition chimique de l'eau (Cortina, 2016; Sorg et coll., 2017a). Il est généralement nécessaire d'ajuster le pH avant et après le traitement à l'aide d'un acide fort et d'une base forte pour optimiser l'enlèvement de l'arsenic (U.S. EPA, 2003b; Mohanty, 2017). Un pH optimal de 5,5 a été établi pour l'AA et, dans de telles conditions acides, les temps de fonctionnement sont de 5 à 20 fois plus longs qu'à un pH de 6 à 9 (Rubel, 2003a; Singh et Pant, 2004; Mohan et Pittman, 2007; Giles et coll., 2011; Cortina, 2016). Cependant, ce faible pH peut augmenter la solubilité de l'aluminium et entraîner des concentrations élevées d'aluminium, qui peuvent dépasser la CMA ou la valeur guide opérationnelle pour l'aluminium. Pour consulter une discussion plus détaillée, se reporter au document *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium* de Santé Canada (Santé Canada, 2021b).

Il a été démontré que le temps de contact en fût vide varie entre 3 et 10 minutes (U.S. EPA, 2003b; Cortina, 2016). Il est possible de régénérer les milieux d'AA à l'aide d'une forte base, d'un rinçage à l'eau suivi d'une neutralisation à l'aide d'un acide fort (Rubel, 2003a; Clifford et coll., 2011; Ungureanu et coll., 2015; Cortina, 2016; Sorg et coll., 2017a).

La nécessité de stocker et d'utiliser des acides forts et des bases fortes est un inconvénient de la méthode à l'AA, en particulier pour les petits systèmes. Un ajustement incorrect du pH pourrait entraîner des problèmes au sein du réseau de distribution, comme une concentration élevée de plomb et de cuivre. De plus, la régénération de l'AA peut entraîner une dissolution importante des milieux et causer des difficultés opérationnelles et des problèmes de coûts.

Plusieurs études menées à grande échelle ont évalué l'adsorption à l'aide d'AA modifiée par le fer (voir le Tableau 16). Dans l'une des études, l'atteinte du point de percée s'est produite plus

tôt que prévu, ce qui s'expliquait par un pH plus élevé combiné avec la présence de silice (Lipps et coll., 2008). Une autre étude a montré une performance inférieure aux attentes, ce que les auteurs ont attribué à un pH plus élevé (Lipps et coll., 2010). Une autre étude comportait un passage dans un milieu à un pH ajusté à 6,9, ce qui a permis d'augmenter les volumes de lit jusqu'au point de percée comparativement aux passages sans ajustement du pH (Valigore et coll., 2007).

Milieux adsorbants à base de fer

Les adsorbants à base de fer comprennent l'oxyde ferrique granulaire (GFO), l'hydroxyde ferrique granulaire (GFH), les oxydes-hydroxydes de fer, le fer zérovalent et d'autres adsorbants modifiés par le fer (Mohan et Pittman, 2007; Möller et coll., 2011). Le TCFV et la qualité de la source d'eau influent sur l'efficacité de l'enlèvement de l'arsenic (Mondal et coll., 2013; Sorg et coll., 2017a).

Historiquement, des études en laboratoire utilisant du sable enrobé de fer et le GFH ont montré que les concentrations d'arsenic dans l'eau traitée pouvaient être réduites à un niveau inférieur à 5 µg/L (Pierce et Moore, 1980, 1982; Fuller et coll., 1993; Hsia et coll., 1994; Wilkie et Hering, 1996; Raven et coll., 1998; Driehaus et coll., 1998; Thirunavukkarasu et coll., 2001, 2003a,b). Plusieurs études menées à grande échelle ont montré un enlèvement réussi de l'arsenic à des niveaux allant de moins de 0,51 µg/L à moins de 3,3 µg/L tout au long de l'étude (voir le Tableau 15 et le Tableau 16) (Chen et coll., 2008; Williams et coll., 2009; Coonfare et coll., 2010; Darlington et coll., 2010; Stowe et coll., 2011b).

Une étude a obtenu une meilleure performance que prévu, ce qui semble être attribuable à un TCFV plus long (Wang et coll., 2008). Une autre étude a enregistré des BV moins élevés que prévu jusqu'au point de percée, probablement en raison d'un TCFV plus court et de la présence d'ions concurrents (silice et phosphore) (McCall et coll., 2009). Quelques autres études ont présenté une performance inférieure en raison de la présence d'ions concurrents : silice, phosphore (Cumming et coll., 2009a) et manganèse (Cumming et coll., 2009b). Dans une autre étude, la présence de silice n'a pas eu d'incidence sur l'enlèvement de l'arsenic (Wang et coll., 2010a).

Les milieux à base de fer ne sont pas aussi sensibles au pH que l'AA (Rubel, 2003a). Plusieurs études menées à grande échelle ont montré des taux d'enlèvement adéquats sur une longue période sans ajustement du pH (Williams et coll., 2009; Darlington et coll., 2010; Chen et coll., 2011c,d). Toutefois, les milieux à base de fer ont un niveau de pH au point de charge zéro (pH auquel la charge nette de la surface totale des particules est égale à zéro) en dessous duquel l'enlèvement de l'arsenic est plus efficace, et l'ajustement peut prolonger la durée de vie du lit (Rubel, 2003a; Sorg et coll., 2021). Plusieurs études menées à grande échelle ont utilisé l'ajustement du pH pour améliorer l'enlèvement de l'arsenic (Coonfare et coll., 2010; Stowe et coll., 2011b). Dans une autre étude, l'ajustement du pH n'a pas amélioré l'enlèvement de l'arsenic, probablement en raison du relargage provenant des milieux d'adsorption (McCall et coll., 2008).

Une étude menée dans un établissement scolaire a utilisé quatre milieux différents à base de fer, qui ont chacun affiché des performances variables (Chen et coll., 2011d). Ces résultats

soulignent la nécessité de réaliser des études à l'échelle de banc d'essai ou à échelle pilote en utilisant l'eau de la source spécifique pour évaluer les milieux à utiliser dans une application à grande échelle.

Dans la plupart des études, la préchloration a été utilisée pour oxyder l'As(III) en As(V). Dans deux études, la préchloration a amélioré l'enlèvement de l'arsenic comparativement aux essais sans préchloration (Chen et coll., 2006, 2008).

Bien qu'il soit généralement impossible de régénérer les milieux à base de fer, certaines études ont réussi à le faire (Rubel, 2003a; Mohan et Pittman, 2007; Chen et coll., 2015; Sorg et coll., 2017a,b).

Autres milieux adsorbants

En plus de l'AA et du fer, on a eu recours à d'autres milieux d'oxydes-hydroxydes métalliques pour enlever l'arsenic, notamment l'hydroxyde de zirconium et le dioxyde de titane (Guan et coll., 2012; Sorlini et coll., 2014; Uddin et Jeong, 2020). Les études menées à grande échelle ont montré que les milieux à base d'hydroxyde de zirconium (Tableau 15) et les milieux à base de dioxyde de titane (Tableau 16) enlevaient efficacement l'arsenic (Chen et coll., 2010c; Darlington et coll., 2011).

Tableau 15. Études de démonstration menées à grande échelle par la U.S. EPA à l'aide de systèmes d'adsorption (configurations en parallèle) avec des sources d'eau souterraine

As dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Milieux	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels ^a	BV (jusqu'à 10 $\mu\text{g/L}$)	Référence
Systèmes municipaux – petits systèmes (8 300 personnes ou moins)					
36,0 [As(III) = 1,3]	GFO	pH 7,8 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ Vanadium = 112 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 46,8 mg/L (sous la forme SiO_2) COT = 1,3 mg/L	Préchloration TCFV = 5,7 min Passage de 5,9 h/j à un Débit = 118 gpm Lavage à contre-courant 1/mois Passage de 5,9 h/j traitant 14 744 962 gallons	> 25 938 (< 3,3 $\mu\text{g/L}$ en moyenne)	Williams et coll. (2009) D'août 2006 à avril 2008
34,9 [As(III) = 0,5]	GFO	pH 8,4 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ Vanadium = 32,2 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 26,2 mg/L (sous la forme SiO_2)	Préchloration TCFV = 4,5 min Passage de 4,38 h/j à un Débit = 60,1 gpm pH ajusté à 7,0 Lavage à contre-courant 1/mois A traité 11 686 000 gallons	> 41 000 (< 1 $\mu\text{g/L}$ tout au long)	Stowe et coll. (2011b) De févr. 2008 à mars 2010
32,2 [As(III) = 0,7]	GFO	pH 9,0 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 14,1 mg/L (sous la forme SiO_2)	Préchloration TCFV = 4,7 min Passage de 12,3 h/j à un Débit = 114 gpm pH ajusté à 7,0 Lavage à contre-courant 1/mois A traité 64 580 000 gallons	> 121 390 (< 3 $\mu\text{g/L}$ tout au long, sauf lorsque le contrôle du pH ne fonctionnait pas)	Coonfare et coll. (2010) De mai 2007 à sept. 2009

As dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Milieux	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels ^a	BV (jusqu'à 10 $\mu\text{g/L}$)	Référence
15,3 [As(III) = 13,1]	GFO	pH 7,9 Fe soluble = 151 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 9,0 mg/L (sous la forme SiO_2)	TCFV = 4,2 min Passage de 4,5 h/j à un débit = 564 gpm Lavage à contre-courant 1/45 jours A traité 154 000 000 gallons	20 800 (Sans préchloration)	Chen et coll. (2006)
				> 65 000 (Préchloration)	De mai 2004 à mai 2007
21,0/20,1 [As(III) = 18,7/19,1]	GFO	pH 7,8 Fe soluble = 241 à 244 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 14,6 mg/L (sous la forme SiO_2) P = 11,1 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	TCFV = 5,6/6,0 min Passage de 6,2 h/j à un débit = 207 gpm Lavage à contre-courant 1/45 jours A traité 7 533 000 gallons	7 400 (Sans préchloration)	Chen et coll. (2008)
				52 400 (< 10 $\mu\text{g/L}$, moyenne de 2,1 $\mu\text{g/L}$) (Préchloration)	De juin 2004 à avril 2007
Passage 1 : 67,2 [As(III) = 0,3] Passage 2 : 90,1 [As(III) = NF]	Passage 1 : 3 réservoirs (GFH) Passage 2 : 1 réservoir avec GFH et 2 réservoirs à base de fer	pH 7,1 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 72,6/74,6 mg/L (sous la forme SiO_2) P = 115,2/111,8 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Préchloration TCFV = 6,5 min Lavage à contre-courant 1 à 2 fois par mois Passage 1 : Passage de 3,8 h/j à un début = 275 gpm Passage 2 : Passage de 13 h/j à un débit = 276 gpm	Passage 1 : 7 200 Passage 2 : 3 700	Cumming et coll. (2009a) De sept. 2005 à juillet 2007 (2 passages)
Phase 1 : 37,0 [As(III) = 18,3] Phase 2 : 37,7 [As(III) = 16,8]	GFO	pH 7,9/7,7 Fe soluble = 42/72 $\mu\text{g/L}$ Manganese soluble = 100,4/106,3 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 15,0/15,3 mg/L (sous la forme SiO_2) P = NF/82,9 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Préchloration TCFV = 3,0 à 9,5 min Passage de 10,5 h/j à un débit = 112 gpm et de 9,7 h/j à un débit = 97 ou 58 gpm A traité 11 926 000 gallons et 12 881 000 gallons Lavage à contre-courant = 1/mois	12 500 à 17 000	Cumming et coll. (2009b) De févr. 2004 à mai 2006 (2 phases)
41,7 [As(III) = 0,4]	Nanoparticules d'oxyde de fer hydraté	pH 6,9 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 43,4 mg/L (sous la forme SiO_2) P = 7,1 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Pas de préoxydation TCFV = 6,7 à 10,1 min Passage de 18,5 h/j à un Débit = 23 gpm Régénération 3 fois/an A traité 13 561 950 gallons	31 700 à 33 100	Wang et coll. (2010a) D'oct. 2005 à mars 2007
12,2 [As(III) = 2,5] 11,5 [As(III) = 0,61] 12,3 [As(III) = 1,6]	Hydroxyde de zirconium	pH 7,6 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 27,7/28,4/27,3 mg/L (sous la forme SiO_2) P = < 10 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Préchloration TCFV = 0,9 à 1,2 min Cartouches de milieux Pas de lavage à contre-courant	61 600 Débit moyen = 79 gpm	Chen et coll. (2010e) D'oct. 2005 à mars 2007
				92 800 Débit moyen = 74 gpm	
				85 100 Débit moyen = 85 gpm	

As dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Milieux	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels ^a	BV (jusqu'à 10 $\mu\text{g/L}$)	Référence
Autres systèmes					
28,6 [As(III) = 20,2]	GFO	pH 7,3 Fe soluble = 654 $\mu\text{g/L}$ $\text{NH}_3 = 0,1 \text{ mg/L}$ (sous la forme N) $\text{SiO}_2 = 20,1 \text{ mg/L}$ (sous la forme SiO_2) P = 11,1 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Système d'une école Préchloration TCFV = 5,0 min Passage de 1,5 à 1,9 h/j à un Débit = 16,4 gpm Lavage à contre-courant 1/72 heures A traité 517 000 gallons	> 6 600 (< 0,51 $\mu\text{g/L}$ tout au long)	Darlington et coll. (2010) De juin 2008 à juin 2009

BV : volume du lit; COT : carbone organique total; Fe : fer; GFH : hydroxyde ferrique granulaire; GFO : oxyde ferrique granulaire; NF : non fourni; NH_3 : ammoniac; P : phosphore; SiO_2 : silice; TCFV : temps de contact en fût vide.

^a Valeurs moyennes.

Tableau 16. Études de démonstration menées à grande échelle par la U.S. EPA à l'aide de systèmes d'adsorption (configurations en série) avec des sources d'eau souterraine

As dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Milieux	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels ^a	BV (jusqu'à 10 $\mu\text{g/L}$)	Référence
Systèmes municipaux – petits systèmes (2 600 personnes ou moins)					
29,7 [As(III) = 0,5]	GFO	pH 7,1 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ $\text{SiO}_2 = 25,4 \text{ mg/L}$ (sous la forme SiO_2) P = 71,0 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Pas de préoxydation TCFV = 2,9 min Débit = 13 gpm Lavage à contre-courant 1 à 2/mois Passage 2 : La cuve arrière partiellement épuisée après le passage 1 est devenue la cuve avant, et les nouveaux milieux dans la cuve arrière	Passage 1 : Avant : 19 500 Arrière : 25 710	McCall et coll. (2009) D'avril 2005 à août 2007
31,3 [As(III) = 0,5]		pH 7,1 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ $\text{SiO}_2 = 24,7 \text{ mg/L}$ (sous la forme SiO_2) P = 54,0 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	A traité 3 459 000 gallons	Passage 2 : Avant : Non fourni Arrière : 18 370	
59,7 [As(III) = 1,1]	GFO	pH 6,9 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ $\text{SiO}_2 = 25,6 \text{ mg/L}$ (sous la forme SiO_2) P = 10,2 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Préchloration TCFV = 5,4 min Débit = 30 gpm Lavage à contre-courant 1/mois, réduit par la suite à 4/an A traité 17 164 000 gallons	Avant : 39 180 Arrière : 52 150	Wang et coll. (2008) De juin 2004 à mars 2007
39,4 [As(III) = 0,6]	Complexe AA/Fe	pH 7,7 Fer soluble < 25 $\mu\text{g/L}$	Préchloration TCFV = 3,5 min pH ajusté à 6,9 à la fin du passage	Avant : 6 870 Arrière : 8 240	Valigore et coll. (2007)

As dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Milieux	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels ^a	BV (jusqu'à 10 $\mu\text{g/L}$)	Référence
46,4 [As(III) = 0,5]	Complexe d'oxyde/hydroxyde de Fe	SiO ₂ = 19,0 mg/L (sous la forme SiO ₂) P = 10,9 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Préchloration TCFV = 3,5 min pH ajusté à 6,9	Arrière : 23 030	De sept. 2004 à sept. 2006
			Préchloration TCFV = 4,6 min Pas d'ajustement du pH	Arrière : 10 360	
			Préchloration TCFV = 4,5 min Lavage à contre-courant 4/semaine	Avant : 20 190 Arrière : 25 720	
46,4 [As(III) = 0,5]	Complexe d'hydroxyde de fer	pH 7,3 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO ₂ = 19,7 mg/L (sous la forme SiO ₂) Total P = 0,05 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme PO ₄)	Préchloration pH abaissé à 6,8, 6,4 et 6,0 TCFV = 16 min Débit moyen = 1,4 gpm Lavage à contre-courant selon les besoins en raison d'une faible perte de charge (3 fois pendant l'étude) A traité 3 890 000 gallons	Avant : jamais < 10 $\mu\text{g/L}$ Arrière : 3 050	McCall et coll. (2008) D'oct. 2004 à nov. 2005
Autres systèmes					
15,4 [As(III) = 11,3]	Complexe d'oxyde de Fe/hydroxyde de Fe	pH 7,4 Fe soluble = 1 717 $\mu\text{g/L}$ NH ₃ = 1,0 mg/L SiO ₂ = 15,3 mg/L (sous la forme SiO ₂) P < 10 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P) COT = 2 mg/L	Système d'une école Préchloration TCFV > 3,3 min Débit < 10 gpm Lavage à contre-courant 1/mois A traité 303 200 gallons	Les deux : > 9 000 (\leq 1,4 $\mu\text{g/L}$)	Chen et coll. (2011c) De juin 2006 à févr. 2010
31,7 [As(III) = 12,1]	Complexe AA/Fe	pH 8,4 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO ₂ = 14,1 mg/L (sous la forme SiO ₂)	Système d'une école 2 colonnes de milieux de préoxydation : AA/métapériodate de sodium 3 réservoirs d'adsorption en série Débit = 9,3 gpm TCFV = 1,2 min Aucun lavage à contre-courant requis A traité 303 000 gallons	Milieux d'oxydation Avant : 4 600 Arrière : 8 900 Milieux d'adsorption Avant : 16 400 1 ^{re} arrière : 19 700 2 ^e arrière : 8,9 $\mu\text{g/L}$ à la fin de l'étude	Chen et coll. (2009b) De sept. 2005 à juin 2007
39,1 [As(III) = 28,5]	Complexe AA/Fe	pH 8,5 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ P = 33 $\mu\text{g/L}$ (sous la forme P)	Parc de maisons mobiles Milieux de préoxydation : AA/métapériodate de sodium 2 chaînes parallèles avec 4 réservoirs en série	Chaîne A 7 701/5 880/11 636 Chaîne B 7 814/6 222/15 359	Lipps et coll. (2010) De mars 2005 à août 2007

As dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$) ^a	Milieux	Autres paramètres de la source d'eau ^a	Paramètres opérationnels ^a	BV (jusqu'à 10 $\mu\text{g/L}$)	Référence
			Passage de 3,7 h/j à un débit = 6,1 gpm TCFV = 1,9 min/colonne Aucun lavage à contre-courant requis A traité 1 834 990 gallons		
29,8	À base de fer	pH 8,0 à 8,2 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 29,9 à 30,1 mg/L (sous la forme SiO_2)	Chaque système au point d'entrée desservait un bâtiment sur un campus scolaire Préchloration Débit de conception = 30 et 60 gpm TCFV de calcul = 2,5 min/cuve	Arrière : >24 254 (< 0,4 $\mu\text{g/L}$ à la fin de l'étude) 3 milieux utilisés séquentiellement : 1 : 44 676 BV 2 : 35 595 BV 3 : 81 341 BV (3,1 $\mu\text{g/L}$ à la fin de l'étude)	Chen et coll. (2011d) De déc. 2005 à août 2009
29,1	Complexe d'oxyde de Fe/hydroxyde de Fe			49 212 (< 1,3 $\mu\text{g/L}$ à la fin de l'étude)	
29,9	À base de titane				
24,7 [As(III) = 5,8]	À base de dioxyde de titane	pH 7,1 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 15,8 mg/L (sous la forme SiO_2)	Système d'une école Pas de préoxydation TCFV = 3,2 min Passage de 1,0 h/j à un Débit = 16,4 gpm	Avant : 7 600 Arrière : > 9 600	Darlington et coll. (2011) De sept. 2005 à mai 2006
42,2 [As(III) = 1,8]	Complexe AA/Fe	pH 7,7 Fe soluble < 25 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 12,6 mg/L (sous la forme SiO_2)	Parc de maisons mobiles Préchloration TCFV = 1,6 à 56,1 min 2 chaînes parallèles avec 3 réservoirs en série Passage de 7,6 h/j à des débits de 2,8 et de 3,3 gpm Aucun lavage à contre-courant requis A traité 745 000 gallons	Avant : 5 700 et 5 400 1 ^{re} arrière : 13 000 et 12 500 2 ^e arrière : 17 400 et 17 600	Lipps et coll. (2008) De juin 2005 à oct. 2006

AA : alumine activée; BV : volume du lit; COT : carbone organique total; Fe : fer; GFO : oxyde ferrique granulaire; NH₃ : ammoniac; P : phosphore; SiO₂ : silice; TCFV : temps de contact en fût vide.

^a Valeurs moyennes.

5.2.4 Filtration sur membrane

Les options de filtration sur membrane comprennent la nanofiltration (NF), l'osmose inverse (OI), l'ultrafiltration (UF) et la microfiltration (MF). La NF et l'OI sont des techniques à haute pression qui constituent des options viables pour l'enlèvement de l'arsenic si les solides en suspension sont faibles (Uddin et coll., 2007; Figoli et coll., 2010; Akin et coll., 2011). La NF est une membrane qui permet d'améliorer l'écoulement d'eau et de réduire les besoins en énergie par rapport à l'OI (Uddin et coll., 2007; Akin et coll., 2011; Mondal et coll., 2013). L'OI est moins sensible au pH et à la force ionique que la NF et plus fiable en ce qui concerne

l'enlèvement des ions (Velizarov et coll., 2004; Uddin et coll., 2007; Mondal et coll., 2013). La MF et l'UF ne sont pas capables, à elles seules, d'enlever l'arsenic soluble (Mondal et coll., 2013). La MF assistée par coagulation peut être une option, car les flocs chargés d'arsenic sont suffisamment gros pour être rejetés par la MF.

Osmose inverse et nanofiltration

Les procédés sur membrane comme la NF et l'OI enlèvent l'arsenic grâce à des propriétés comme la taille des particules, les caractéristiques diélectriques et l'hydrophobie/hydrophilie (U.S. EPA, 2005; Cortina, 2016). L'OI peut éliminer de 80 à 99 % de l'As(V), tandis que les enlèvements d'As(III) signalées étaient aussi faibles que 5 % et aussi élevées que ceux de l'As(V) (Waypa et coll., 1997; Brandhuber et Amy, 1998; Kang et coll., 2000; Ning, 2002; U.S. EPA, 2003b, 2006a; Uddin et coll., 2007; Walker et coll., 2008; Akin et coll., 2011; Schmidt et coll., 2016).

À un pH compris entre 6 et 9, l'As(V) est présent sous forme d'ions monovalents ou divalents, et l'enlèvement est accru par exclusion électrostatique (Moore et coll., 2008). Comme l'As(III) est neutre, s'il est présent, une préoxydation peut être nécessaire pour améliorer l'enlèvement (Uddin et coll., 2007; Moore et coll., 2008; Nguyen et coll., 2009; Richards et coll., 2009; Litter et coll., 2010; Akin et coll., 2011; Mondal et coll., 2013). L'ajout d'un oxydant avant la NF ou l'OI peut être difficile en raison du risque de dommages à la membrane. Les effets dépendent du type d'oxydant et de la tolérance de la membrane (Saitúa et coll., 2005; Moore et coll., 2008). Il est recommandé de procéder à des études à l'échelle de banc d'essai ou à échelle pilote pour évaluer l'oxydation et les impacts sur la membrane.

L'efficacité de l'enlèvement de l'arsenic par l'OI ou la NF dépend des caractéristiques de la membrane, de la composition de l'eau d'alimentation, de la charge, du pH, de la pression d'opération et de l'encrassement de la membrane (U.S. EPA, 2003b, 2005; Uddin et coll., 2007; Akin et coll., 2011; Saitúa et coll., 2011; Cortina, 2016). Dans le cas de l'OI, l'enlèvement de l'As(V) se produit à un pH supérieur à 4,1 et l'enlèvement de l'As(III) se produit à un pH supérieur à 9,1 (Akin et coll., 2011). Dans le cas de la NF, l'enlèvement est fonction à la fois de la taille des pores et de la charge de la membrane. Les membranes de NF chargées négativement affichent un enlèvement multivalente plus élevé par exclusion électrostatique (Velizarov et coll., 2004; Saitúa et coll., 2005, 2011; Uddin et coll., 2007; Padilla et Saitúa, 2010; Mondal et coll., 2013). L'enlèvement s'améliore avec l'augmentation du pH, à mesure que la spéciation de l'As(V) passe des ions monovalents aux ions divalents (Saitúa et coll., 2005, 2011; Uddin et coll., 2007; Nguyen et coll., 2009; Figoli et coll., 2010). Une étude évaluant 10 systèmes d'OI à grande échelle a indiqué que certains systèmes pourraient avoir été inefficaces pour enlever l'arsenic en raison du seuil de coupure du poids moléculaire. Les auteurs ont également indiqué que le faible taux d'enlèvement pourrait être attribuable à la présence de niveaux élevés de sulfate, de MDT et de dureté dans l'eau brute (Thirunavukkarasu et coll., 2014). Les études menées à grande échelle et à l'échelle pilote montrant l'enlèvement de l'arsenic par OI et NF sont présentées dans le Tableau 17.

La double filtration à l'aide de l'OI pour enlever l'As(III) et l'As(V) a été testée à l'échelle de banc d'essai à l'aide d'eau du robinet enrichie d'arsenic. Après la première membrane d'OI, les auteurs ont observé un enlèvement de près de 100 % d'As(V) et d'environ 80 % d'As(III).

L'enlèvement de l'As(III) a augmenté à environ 95 % après la deuxième membrane d'OI (Víctor-Ortega et Ratnaweera, 2017).

Le procédé d'OI comporte certaines limites, notamment l'entartrage, l'encrassement et la défaillance possibles des membranes, ainsi qu'une forte consommation d'énergie et des coûts d'investissement élevés. On peut utiliser du charbon actif en grains, des préfiltres à particules et/ou des adoucisseurs d'eau avant la membrane d'OI pour enlever la MON, les particules et le chlore, ou pour protéger la membrane contre l'entartrage (U.S. EPA, 2006a). Le calcium, le baryum et la silice peuvent causer l'entartrage et réduire l'efficacité de la membrane. Comme OI enlève complètement l'alcalinité de l'eau, elle produire sans cesse une eau au pH plus faible et augmentera sa corrosivité. Par conséquent, le pH de l'eau ainsi produite doit être ajusté, et l'alcalinité pourrait devoir être augmentée afin d'éviter des problèmes de corrosion dans le réseau de distribution, comme le relargage de plomb et de cuivre (Schock et Lytle, 2011; U.S. EPA, 2012).

Tableau 17. Études montrant les résultats de l'élimination de l'arsenic au moyen des technologies sur membrane de l'OI et de la NF dans les réseaux d'eau souterraine

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Paramètres opérationnels	Échelle/référence
Réseaux municipaux				
4 – 50 ^a	< 5 pour six installations de traitement de l'eau > 5 pour quatre installations de traitement de l'eau	Uranium = 1 à 43 $\mu\text{g/L}$ Sulfate = 250 à 1 300 mg/L ^a Dureté = 500 à 1 300 mg/L ^a MDT = 900 à 2 900 mg/L ^a	Dix systèmes d'OI (Saskatchewan) La présence de sulfate, de MDT et de dureté peut avoir un impact sur l'enlèvement.	Grande échelle/Thirunavukkarasu et coll. (2014)
38 – 44 [As(III) = 34 – 41]	Jusqu'à 51 % d'enlèvement (Pas de préoxydation) < 4 (Avec préoxydation en milieu de MnO ₂)	pH 8,3 Fe = 0,58 mg/L NH ₃ = 1,02 mg/L (sous la forme N) MDT = 1 100 mg/L	Membrane d'OI (spiralee)	Échelle pilote/Moore et coll. (2008)
38 – 44 [As(III) = 34 – 41]	Très faible enlèvement (Pas de préoxydation) < 4 (Avec préoxydation en milieu de MnO ₂)	pH 8,3 Fe = 0,58 mg/L NH ₃ = 1,02 mg/L (sous la forme N) MDT = 1 100 mg/L	Membrane de NF (2 membranes spiralées)	Échelle pilote/Moore et coll. (2008)
409	16,4 ^b	pH 8,5 MDT = 1 290 mg/L	Membrane de NF spiralée en polyamide	Échelle pilote/Saitúa et coll. (2011)

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Paramètres opérationnels	Échelle/référence
[Tout l'As(V)]	(élimination de 96,0 %)		SRM = 180 Da Pression = 7 bars	
Autres systèmes				
18,2 [As(III) = 0,2]	0,1	pH 7,9 Antimoine = 10,8 $\mu\text{g/L}$ SiO_2 = 11,2 mg/L (sous la forme SiO_2) MDT = 255 mg/L	Système d'une école OI sur composite à couche mince au point d'entrée Sans préchloration Récupération = 40 % Pression moyenne = 255 kPa	Grande échelle/ Wang et coll. (2011a); Chen et coll. (2020) (programme de démonstration de la U.S. EPA)

Fe : fer; MDT : matières dissoutes totales; MnO_2 : dioxyde de manganèse; NF : nanofiltration; NH_3 : ammoniac; OI : osmose inverse; SiO_2 : silice; SRM : seuil de rétention des molécules.

^a Valeurs estimées à partir du graphique.

^b Calculé.

Microfiltration assistée par coagulant

La MF assistée par coagulant est semblable à la coagulation conventionnelle, sauf que la MF est utilisée pour séparer les flocs (Chang et coll., 2005; U.S. EPA, 2005; Odell, 2010). L'étape de flocculation n'est pas nécessaire tant que les flocs sont plus gros que la taille des pores de la membrane (Chwirka et coll., 2004). Ce traitement enlève l'As(V) plus efficacement que l'As(III).

Les coagulants ferriques se sont révélés mieux enlever l'arsenic que les coagulants à base d'aluminium; avec un enlèvement de l'AS(V) de 95 % avec les coagulants ferriques et 90 % avec le sulfate d'aluminium (U.S. EPA, 2000; Odell, 2010). La taille des pores de la membrane est un facteur important, une étude indiquant qu'une taille de pore inférieure ou égale à 0,2 μm est nécessaire pour que la MF et l'enlèvement de l'arsenic soient efficaces (Ghurye et coll., 2004). Selon d'autres études, des tailles des pores de 0,2 μm et de 0,45 μm fonctionne mieux qu'une taille des pores de 1 μm (Han et coll., 2002; Odell, 2010). Des études ont fait état d'un meilleur enlèvement à un pH inférieur (Han et coll., 2002; Ghurye et coll., 2004). Certaines études à l'échelle de banc d'essai et à l'échelle pilote ont utilisé la coagulation ferrique suivie d'une ultrafiltration (Floch et Hideg, 2004; Ahmad et coll., 2020; Moreira et coll., 2021).

Le flux de la membrane, sa charge en matières solides et la fréquence de son nettoyage chimique sont tous interdépendants (Chwirka et coll., 2004). Cette technologie présente l'avantage d'être adaptée à une large gamme de qualité d'eau, de nécessiter moins de produits chimiques et d'occuper un espace réduit. Les membranes doivent périodiquement être lavées à contre-courant pour en déloger les matières solides. La quantité de matières solides produite est fonction du type de coagulant, du dosage, de la longueur de la phase de filtration et de la concentration en matières solides ambiantes (U.S. EPA, 2003b).

5.2.5 Échange d'ions

L'enlèvement de l'As(V) par échange d'ions en utilisant une résine échangeuse d'anions fortement basique avec des ions chlorure (le plus courant) ou hydroxyde est efficace (Rubel,

2003b; U.S. EPA, 2003b; Sorlini et coll., 2014; Cortina, 2016). L'échange d'ions convient aux petits systèmes, est insensible au pH et a de faibles exigences chimiques (Kim et coll., 2003).

Pour les petits systèmes, la résine sous forme de chlorure est recommandée en raison de la facilité de manipulation des produits chimiques (U.S. EPA, 2003b). Cette technologie ne convient pas pour l'eau dont la concentration en sulfate est supérieure à 50 mg/L ou dont les MDT sont supérieures à 500 mg/L (Wang et coll., 2000; Rubel, 2003b). Les facteurs importants à prendre en compte pour l'utilisation de l'échange d'ions aux fins de l'enlèvement de l'arsenic sont le choix d'une résine échangeuse d'anions fortement basique, les contaminants concurrents, le pic chromatographique et le TCFV (Clifford et coll., 2011). Le Tableau 18 présente une liste d'études menées à grande échelle qui ont utilisé l'échange d'ions pour enlever l'arsenic.

L'As(III) n'est pas chargé et ne peut être enlevé par échange d'ions. Par conséquent, une préoxydation en As(V) est nécessaire. Toutefois, il faudrait maintenir les concentrations résiduelles d'oxydant aussi basses que possible afin qu'elles n'influent pas sur la résine (Korngold et coll., 2001; U.S. EPA, 2005; Odell, 2010; Clifford et coll., 2011; Sorlini et coll., 2014; Cortina, 2016). Korngold et coll. (2001) ont indiqué que l'As(V) divalent est enlevé plus efficacement à un pH élevé. Toutefois, Clifford et coll. (1998) ont déclaré que l'enlèvement de l'arsenic est indifférent aux changements du pH (plage de 6,5 à 9,0).

L'efficacité de l'enlèvement de l'arsenic par l'échange d'ions dépend de la régénération (U.S. EPA, 2003b; Chen et coll., 2020). Le moment de la régénération dépend du point de percée de l'arsenic ou des ions concurrents (par exemple, le sulfate) et devrait se produire à une fréquence qui évite la libération d'arsenic de la résine et les pics chromatographiques (Rubel, 2003b). Le processus comprend un lavage à contre-courant suivi d'une régénération à l'aide de saumure (pour la forme chlorure) ou d'hydroxyde de sodium (pour la forme hydroxyde) (U.S. EPA, 2003b). Cependant, lorsque la régénération est fréquente, il faut tenir compte des problèmes de corrosion et les surveiller. Dans une étude utilisant une résine échangeuse d'anions fortement basique, la fréquence de régénération initiale était tous les trois mois. Dans ces conditions, des pics chromatographiques se sont produits, probablement en raison de la présence de sulfate, et la concentration d'arsenic dans l'eau traitée a parfois dépassé celle de l'eau de la source. Après augmentation de la fréquence de régénération pour la faire passer à une régénération toutes les quatre semaines, la performance s'est améliorée, et des concentrations d'arsenic inférieures à 5 µg/L ont été atteintes (Wang et coll., 2000).

L'enlèvement de l'arsenic par échange d'ions dépend de plusieurs paramètres de conception/procédé (type de résine, débit, rapport hauteur/profondeur de la résine) ainsi que des caractéristiques de qualité de l'eau (concentration d'arsenic dans l'eau à traiter, température, pH). En théorie, l'échange d'ions peut permettre d'obtenir de faibles concentrations d'arsenic dans l'eau traitée, surtout si la résine est régénérée fréquemment. Cependant, cette méthode n'est souvent pas pratique sur le plan opérationnel. En outre, la régénération fréquente s'est révélée causer des problèmes de corrosion (c'est-à-dire une libération de cuivre et de plomb) (Lowry, 2009, 2010), car l'échange d'ions réduit l'alcalinité et fait baisser le pH de l'eau traitée pendant les courts temps de fonctionnement (Wang et coll., 2010b; Clifford et coll., 2011).

Tableau 18. Études menées à grande échelle utilisant l'échange d'ions pour enlever l'arsenic des sources d'eau souterraine

Arsenic dans l'eau à traiter ($\mu\text{g/L}$)	Arsenic dans l'eau traitée ($\mu\text{g/L}$)	Autres paramètres de la source d'eau	Considérations opérationnelles/commentaires	Références
40,6 [As(III) = 0,7]	As > 50 $\mu\text{g/L}$ (un pic chromatographique s'est produit) Régénération tous les 3 mois	pH 7,5 Sulfate = 23,7 mg/L Fe dissous = 14,9 $\mu\text{g/L}$	Filtre de préoxydation Résine échangeuse d'anions fortement basique sous forme de chlorure Débit de conception = 4 mgj TCFV = 3,7 min La fréquence de la régénération a été augmentée pour surmonter le pic chromatographique qui faisait que les concentrations d'arsenic dans l'eau traitée dépassaient les niveaux dans l'eau de la source.	Wang et coll. (2000)
	As < 5 $\mu\text{g/L}$ Régénération toutes les 4 semaines			
56,7 [As(III) = 0,8]	Enlèvement de 97 % (moyenne) 0,8 à 4,5 $\mu\text{g/L}$ (point de percée pas atteint)	Sulfate = 46 mg/L Fe dissous = 35,1 $\mu\text{g/L}$	Filtre de préoxydation Résines échangeuses de cations et d'anions Régénération tous les 6 jours Débit de conception = 2 mgj TCFV = 5,6 min	Wang et coll. (2000)
21,1 ^a Principalement As(V)	404 BV à 10 $\mu\text{g/L}$ pour le 1 ^{er} passage	pH 7,4 Sulfate = 78 mg/L Vanadium = 52,7 $\mu\text{g/L}$ Nitrate = 5,5 mg/L (sous la forme N) MDT = 506 mg/L COT = 1,9 mg/L	Résine échangeuse d'anions Débit = 540 mgj Taux de charge hydraulique = 12,5 gpm/ft ² TCFV = 2,6 min La performance a baissé à chaque passage subséquent. La résine encrassée par la MON a contribué à réduire les BV. Flux descendant parallèle en mode de régénération	Wang et coll. (2011b) (programme de démonstration de la U.S. EPA)

BV : volume du lit; COT : carbone organique total; Fe : fer; MDT : matières dissoutes totales; MON : matière organique naturelle; TCFV : temps de contact en fût vide.

^aMoyenne.

5.2.6 Adoucissement à la chaux amélioré

À lui seul, l'adoucissement à la chaux pour l'enlèvement de l'arsenic peut être peu pratique, à moins que la diminution de la dureté ne soit un objectif simultané du traitement. Toutefois, il est possible d'améliorer le procédé pour coprécipiter l'As(V) en ajoutant suffisamment de chaux après l'étape de préoxydation pour augmenter le pH au-dessus de 10,5 (U.S. EPA, 2003b, 2005). McNeill et Edwards (1997) ont démontré que l'enlèvement de l'arsenic était inférieure à 10 % à un pH inférieur à 10 et supérieure à 90 % à un pH supérieur à 11. Une étude menée à grande échelle a confirmé l'importance du pH (arsenic moyen dans l'eau à traiter = 32 $\mu\text{g/L}$, As(III) = 30,0 $\mu\text{g/L}$, fer dissous = 2 303 $\mu\text{g/L}$), étant donné que l'adoucissement à la chaux à un pH de 8,8 n'a permis qu'une diminution de 48 % de l'arsenic (arsenic moyen dans l'eau traitée = 16,6 $\mu\text{g/L}$, As(III) = 0,4 $\mu\text{g/L}$) (Fields et coll., 2000b). Une quantité importante de boue chargée d'arsenic sera produite avec l'augmentation de la dose de chaux.

5.2.7 Traitement combiné

Une étude portant sur 19 installations de traitement de l'eau potable en Italie, qui utilisaient diverses combinaisons de traitements, a fait l'objet d'un suivi pour déterminer si les installations enlevaient l'arsenic (Sorlini et coll., 2014). Dix des installations de traitement de l'eau potable, généralement celles dont le débit était élevé, utilisaient la précipitation chimique dans la chaîne de traitement. Cinq de ces installations, dont la concentration initiale en arsenic était plus élevée (supérieure à 40 µg/L), utilisaient l'ajout de sel de fer en deux étapes ou après le GFH et obtenaient un enlèvement de l'arsenic supérieur à 90 %. Les cinq autres installations qui utilisaient la précipitation chimique obtenaient un enlèvement de l'arsenic allant de 60 % à 90 %. Les installations qui avaient une phase d'échange d'ions obtenaient un enlèvement supérieur à 80 %; celles qui avaient une phase d'OI obtenaient un enlèvement supérieur à 95 %; et celles qui avaient une étape d'adsorption par GFH ou dioxyde de titane ont enlevé 75 % à 99 % de l'arsenic.

5.2.8 Résumé du traitement à grande échelle à partir des données provinciales/territoriales

Certaines provinces et certains territoires ont fourni des concentrations appariées d'arsenic dans l'eau à traiter et dans l'eau traitée, ainsi que des renseignements sur le traitement. Des facteurs opérationnels n'ont pas été fournis et il n'a pas été précisé si le traitement visait spécifiquement à enlever l'arsenic. En ce qui concerne les procédés de traitement nécessitant un lavage à contre-courant ou une régénération (par exemple, l'adsorption), on ne disposait d'aucune information sur le moment du prélèvement des échantillons pendant le cycle de traitement. Pour les besoins de l'analyse, on a uniquement pris en considération les paires de données dont la concentration dans l'eau à traiter était supérieure ou égale à 5 µg/L, car on a supposé qu'en dessous de cette concentration, il était très probable qu'aucun traitement visant à enlever l'arsenic n'ait été mis en œuvre. On a analysé 227 ensembles d'échantillons appariés au total; les résultats figurent à l'annexe E (tableau E-1) pour toutes les technologies de traitement, triés par technologie individuelle. Dans l'ensemble, on a observé une grande plage de valeurs pour l'efficacité de l'enlèvement (de moins de 0 % à près de 100 %). Certaines des plus faibles efficacités d'enlèvement peuvent être attribuables aux facteurs suivants : faibles concentrations d'arsenic dans l'eau à traiter; possibilité que le traitement ne visait pas à enlever l'arsenic; ou problème opérationnel, comme un pic chromatographique. La concentration moyenne d'arsenic dans l'eau traitée était de 3,5 g/L et celle du 90e centile était de 6,8 µg/L.

5.3 Considérations relatives aux réseaux de distribution

L'arsenic dans l'eau traitée peut se déposer et s'accumuler dans le réseau de distribution, ce qui crée un risque d'exposition à cet arsenic déjà en place. Si des changements chimiques ou des perturbations physiques surviennent, une remobilisation de l'arsenic déjà présent existant dans l'eau peut se produire, ce qui pourrait entraîner une augmentation des concentrations d'arsenic au robinet. Les épisodes d'eau colorée impliquant la libération de dépôts de fer et de manganèse sont susceptibles de s'accompagner du rejet de contaminants accumulés (y compris l'arsenic), car ils s'adsorbent facilement sur des dépôts composés de ces métaux. Par conséquent, les épisodes d'eau colorée ne devraient pas être considérés uniquement comme un problème esthétique, mais devraient déclencher un processus d'échantillonnage pour détecter la présence de métaux, y compris l'arsenic, et une opération d'entretien du réseau de distribution.

Cependant, l'absence d'eau colorée ne signifie pas qu'aucun métal n'est libéré. Par exemple, la

libération de particules solubles ou de microparticules peuvent entraîner une augmentation des concentrations d'arsenic sans couleur perceptible (Hill et coll., 2010).

5.3.1 Dépôt et accumulation d'arsenic

L'accumulation d'arsenic et d'autres contaminants inorganiques à l'état de traces dans le réseau de distribution d'eau potable est une fonction complexe de nombreux facteurs. Ces facteurs comprennent la concentration de contaminants dans l'eau traitée, les conditions de qualité de l'eau, le pH et les conditions d'oxydoréduction du réseau de distribution, le matériau des conduites, les conditions hydrauliques locales et les mesures de contrôle de la corrosion (Friedman et coll., 2010; Hill et coll., 2010; AWWA, 2017). Les principaux mécanismes par lesquels les métaux traces (par exemple, l'arsenic, le plomb, le cadmium) s'accumulent dans le réseau de distribution sont l'adsorption et la coprécipitation en substrat solide, en particulier les particules de fer et les dépôts de corrosion (par exemple, les oxydes de fer hydratés), les solides d'aluminium et de manganèse (par exemple, les oxydes de manganèse hydratés) (Hill et coll., 2010; Kim et Herrera, 2010; Friedman et coll., 2010, 2016; Han et coll., 2018; Gao et coll., 2019). L'accumulation d'arsenic par ces mécanismes est accrue dans des conditions de concentrations plus élevées d'arsenic dans l'eau qui entre dans le réseau de distribution, à des niveaux de pH réduits (généralement inférieurs ou égaux à 7,6 pour les solides à base de fer) et en présence de niveaux plus faibles d'anions potentiellement concurrents (par exemple, le bicarbonate, le phosphate, le silicate) (Friedman et coll., 2010). Le fer a tendance à s'accumuler à divers endroits dans les systèmes où il est ou était historiquement présent dans l'eau de la source ou dans le réseau de distribution ou de plomberie (c'est-à-dire les canalisations en fonte, en acier galvanisé ou en fer galvanisé) (Santé Canada, 2023).

Les essais de rinçage à l'eau des réseaux de distribution ont toujours affiché des concentrations d'arsenic particulaire plus élevées dans les échantillons d'eau de rinçage que dans l'eau du réseau de distribution (Lytle et coll., 2004; Friedman et coll., 2016). Dans une étude de Friedman et coll. (2010), les auteurs ont prélevé des échantillons d'incrustations et de sédiments dans les réseaux de distribution de 20 systèmes de traitement de l'eau aux États-Unis, alimentés par des sources d'eau souterraine, des sources d'eau de surface ainsi que des sources d'eau souterraine et de surface. Dans cette étude, les auteurs ont constaté que la concentration d'arsenic se classait au cinquième rang des 12 contaminants inorganiques à l'état de traces analysés. La concentration médiane d'arsenic dans tous les échantillons de dépôts d'incrustations et de sédiments combinés était de 13 µg/g ($1,3 \times 10^{-3}$ % en poids). Le 90e centile de ces dépôts était de 206 µg/g ($2,06 \times 10^{-2}$ % en poids). Les auteurs ont conclu ce qui suit :

- Les deux échantillons d'eau ayant les concentrations les plus élevées d'arsenic présentaient des niveaux relativement faibles d'arsenic dans les solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie. Ces échantillons présentaient également un pH élevé de 8, ce qui se situe en dehors de la plage considérée comme favorable pour l'adsorption de l'arsenic sur le fer.
- Six échantillons solides ayant la teneur en arsenic la plus élevée (supérieure ou égale à 200 µg/g) proviennent de sites où :
 - Les concentrations d'arsenic dans l'eau traitée étaient parmi les plus élevées;
 - Le fer était prédominant dans les dépôts de solides (28 à 40 % en poids);
 - Le pH était relativement bas (7,4 à 7,6); et

- Les concentrations de manganèse cooccurrent étaient relativement élevées (médiane : 2 700 µg/g).

Les auteurs ont également signalé une masse d'arsenic estimée de 13 lb (5,9 kg) accumulée par 100 milles de longueur de tuyau (160 km) (d'après un tuyau de 12 po de diamètre [30,5 cm]). Théoriquement, une libération de moins de 1 % du dépôt d'incrustations (en masse) dépasserait la norme de la U.S. EPA pour l'eau potable de 0,010 mg/L.

Les études portant sur l'accumulation d'arsenic dans les solides de sections de conduites, les solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie de conduites de divers matériaux et d'autres solides sont présentées dans le Tableau 19. Ces résultats montrent un large éventail de concentrations d'arsenic, ce qui indique une grande variabilité et la nécessité d'une évaluation du réseau de distribution propre au site.

Les profils des échantillons prélevés dans les conduites et des solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie étaient différents. Dans l'étude de Friedman et coll. (2010), les dépôts d'incrustations et les solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie avaient des concentrations médianes d'arsenic respectives de 22 µg/g et 6 µg/g ($2,2 \times 10^{-3}$ % en poids et 6×10^{-4} % en poids).

Tableau 19. Concentration d'arsenic dans les échantillons de solides de sections de conduites, les échantillons de solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie, les échantillons de sédiments de réservoir et les échantillons d'opportunité

Type de dépôt	Matériau des canalisations	# échantillons	Plage de valeurs de la teneur en arsenic (µg/g)	Référence
Solides des sections de conduites	Plomb	11	73,8 à 183	Kim et Herrera (2010)
		1	157	Kim et coll. (2011)
		5	2 à 229	Schock (2005)
	Incrustations de plomb et de fer	91	< 1 à 426	Schock et coll. (2008)
	Fonte	3	75 à 108	Lytle et coll. (2004)
		3	40,2 à 234	Peng et Korshin (2011)
		23	3 à 1 033	Lytle et coll. (2004)
		22	0,07 à 620	Friedman et coll. (2010)
	Fer	1	21,1	Schock (2005)
	Fer galvanisé	4	71,7 à 939	Friedman et coll. (2010)
	Fonte ductile	5	18,4 à 437	Friedman et coll. (2010)
	Ciment	1	719	Lytle et coll. (2004)
	Amiante-ciment	1	825	Lytle et coll. (2004)
	À revêtement de ciment	1	1,65	Friedman et coll. (2010)
	Polychlorure de vinyle	1	1 230 (avant le traitement) ^a	Lytle et coll. (2010)
	Polychlorure de vinyle	5	710 à 13 650	Lytle et coll. (2004)
	PEHD	1	46,9	Friedman et coll. (2010)
	Acier	2	33,7 et 46,8	Friedman et coll. (2010)
	Inconnu	4	54 à 383	Lytle et coll. (2004)
Solides résultant du	Fonte	19	0,01 à 163	Friedman et coll. (2010)
		4	109 à 2 935	Lytle et coll. (2004)

Type de dépôt	Matériau des canalisations	# échantillons	Plage de valeurs de la teneur en arsenic ($\mu\text{g/g}$)	Référence
rinçage des prises d'eau d'incendie		2	3,88 et 30,9	Peng et Korshin (2011)
	À revêtement de ciment	3	13,3 à 55,4	Friedman et coll. (2010)
	Amiante-ciment	1	237	Lytle et coll. (2004)
	Polychlorure de vinyle	5	1 508 à 4 469 (avant le traitement) ^a	Lytle et coll. (2010)
		1	695 (après le traitement) ^a	
	Polychlorure de vinyle	1	8,92	Friedman et coll. (2010)
	Inconnu	25	107 à 9 936	Lytle et coll. (2004)
Sédiments de réservoir	Inconnu	1	48	Scanlan (2003)
Échantillons d'opportunité ^b	Compteur d'eau	2	59 et 1 112	Friedman et coll. (2016)
	Couche visqueuse à l'intérieur de la conduite	1	434	
	Fonte ductile à revêtement de ciment	2	58 et 107	
	Métal	2	97 et 147	
	Polychlorure de vinyle	3	14 à 1 563	
	Fer galvanisé	2	801 et 939	
	Filtre de maison	1	2 192	

PEHD : polyéthylène haute densité.

^a Système de traitement de l'arsenic installé. Concentration moyenne d'arsenic dans le réseau de distribution : avant le traitement, 43 $\mu\text{g/L}$; après le traitement, < 0,5 $\mu\text{g/L}$.

^b Les échantillons d'opportunité sont divers échantillons non planifiés d'eau et de solides qui sont devenus disponibles tout au long de l'étude.

5.3.2 Libération d'arsenic

Les incrustations et les dépôts existants dans un réseau de distribution représentent un réservoir potentiel cooccurrent d'arsenic concentré et d'autres contaminants inorganiques qui pourraient être rejetés dans l'eau. Les perturbations physiques/hydrauliques (par exemple, l'augmentation de la vitesse d'écoulement, les travaux routiers, le rinçage des prises d'eau d'incendie, les ruptures de conduites principales) et les changements dans la composition chimique de l'eau (par exemple, le pH) peuvent remobiliser l'arsenic par différents mécanismes. En général, la libération de l'arsenic sous forme soluble est plus susceptible de se produire à la suite de changements dans la composition chimique de l'eau (Friedman et coll., 2016). Les solides ayant une concentration initiale d'arsenic plus élevée et un pH accru (par rapport à une condition d'équilibre antérieure) peuvent entraîner une libération plus importante d'arsenic en raison de la désorption (Copeland et coll., 2007; Liu et coll., 2018). Le mélange incontrôlé ou dynamique de l'eau de surface avec l'eau souterraine et les eaux chlorées et chloraminées peut également avoir une incidence sur la composition chimique de l'eau, et devrait être évité (Friedman et coll., 2010). La perte de chlore résiduel et la baisse du potentiel d'oxydoréduction qui en découle peuvent entraîner une dissolution réductrice et la libération sous forme soluble de dépôts chargés d'arsenic.

Les perturbations hydrauliques entraînent une augmentation de la turbidité et de la couleur en raison de la mobilisation des précipités solides. Cependant, les rejets de particules de fer et de manganèse chargées d'arsenic peuvent parfois entraîner des concentrations élevées d'arsenic sans couleur perceptible (Hill et coll., 2010). Une concentration élevée d'arsenic au robinet peut également se produire dans les conditions hydrauliques courantes, en raison de la nature dynamique des réseaux de distribution (Lytle et coll., 2010).

Dans certains cas, l'arsenic déjà présent était libéré dans l'eau à des concentrations dépassant les niveaux de la source (U.S. EPA, 2006b; Schock et coll., 2008; Friedman et coll., 2010; Hill et coll., 2010; Kim et Herrera, 2010; Peng et coll., 2012; AWWA, 2017). Dans un cas, un incident d'eau colorée a affiché des concentrations d'arsenic de 1 à 5 mg/L au robinet comparativement aux concentrations de 0,003 à 0,008 mg/L dans l'eau de la source (U.S. EPA, 2006b). Dans une autre étude de cas, une installation de traitement des eaux qui utilisait de l'eau souterraine (concentration d'arsenic inférieure à 7 µg/L) n'était antérieurement pas chloré. Après l'introduction de la chloration dans le système, des événements d'eau colorée se sont produits, la concentration d'arsenic atteignant 5 mg/L au robinet (Reiber et Dostal, 2000). Une autre étude a évalué l'impact des perturbations hydrauliques (par la purge des prises d'eau d'incendie) à 21 sites. L'eau du robinet avait une concentration maximale d'arsenic de 0,002 mg/L comparativement à une concentration de 0,015 mg/L dans l'eau distribuée (Han et coll., 2018). Dans une autre étude de cas, la concentration d'arsenic dans la source d'eau était de 0,01016 mg/L et, après dix minutes de rinçage, elle était de 0,151 mg/L dans l'eau de rinçage (Clement et Carlson, 2004).

Dans une étude de désorption, les auteurs ont évalué deux solides de conduites différentes. Ils ont défini la fraction non associée aux oxydes de fer cristallins comme étant la fraction mobile. Dans chacun de ces deux solides de conduites, plus de 95 % de l'arsenic était associé aux fractions mobiles (Friedman et coll., 2016). Toutefois, une autre étude a examiné les solides de trois échantillons de conduite et de deux rinçages des prises d'eau d'incendie, et environ 80 % d'arsenic était associé aux fractions résistantes à la mobilité (Peng et Korshin, 2011).

Dans plusieurs études, la présence d'ions concurrents comme le sulfate, le phosphate et l'orthophosphate a entraîné une augmentation de la désorption de l'arsenic (Copeland et coll., 2007; Sun et coll., 2017; Liu et coll., 2018). Le phosphate est un agent de contrôle de la corrosion, et il peut concurrencer et déplacer l'arsenic adsorbé (Lytle et coll., 2004; Friedman et coll., 2010, 2016; Hill et coll., 2010; Peng et Korshin, 2011; Liu et coll., 2018). Des études de désorption portant sur des dépôts lâches recueillis dans un réseau de distribution ont montré que la libération d'arsenic augmentait progressivement à mesure que la concentration en phosphate augmentait (s'aggravait) (Liu et coll., 2018). La présence de sulfate de calcium a diminué la quantité d'arsenic désorbé (Copeland et coll., 2007). Cette diminution était probablement due à l'adsorption d'ions de calcium sur les surfaces d'oxyde, ce qui a augmenté le nombre de sites positifs sur les surfaces et accru la rétention de l'arsenic.

Une étude menée sur une période de 7,5 ans a utilisé un tuyau en fonte corrodé d'environ 100 ans, prélevé dans un système de distribution d'eau potable. Les auteurs ont examiné l'adsorption et le rejet de l'arsenic dans différents scénarios. Ils ont évalué des événements

séquentiels en faisant recirculer des eaux contenant différentes concentrations d'arsenic (0,75 et 180 µg/L) et de phosphate (0 et 3 mg/L). En général, l'arsenic s'accumulait lorsque la concentration de phosphate était de 0 mg/L et se libérait lorsqu'il était de 3 mg/L. Les auteurs ont indiqué que des pics d'arsenic peuvent se produire dans les premiers temps de l'ajout de phosphate pour contrôler la corrosion (Tang et coll., 2021).

Un essai de désorption à l'aide de trois solides provenant de l'échantillon de tuyaux et de deux solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie a été effectué. La concentration moyenne d'arsenic était de 0,44 µg/L dans les solides provenant de l'échantillon de tuyau et de 0,14 µg/L dans les solides résultant du rinçage des prises d'eau d'incendie (Peng et Korshin, 2011).

L'arsenic peut également s'accumuler dans les biofilms du réseau de distribution et se libérer dans l'eau dans diverses circonstances. Il a été déterminé que le biofilm sur un tuyau en polyéthylène haute densité présentait le plus grand potentiel de rejet d'arsenic (Liu et coll., 2017).

Une étude portant sur 20 systèmes de distribution d'eau potable a révélé trois tendances différentes. Les six systèmes à faible concentration de fer et de manganèse et avec de la tuyauterie en plastique (principalement du chlorure de polyvinyle ou non répertorié) ont affiché un comportement conservateur dans le réseau de distribution, car la concentration d'arsenic ne variait pas entre le point d'entrée et les robinets. Les huit systèmes à concentration élevée de fer et de manganèse et avec des conduites en fer affichaient systématiquement des concentrations d'arsenic plus élevées au robinet que dans l'eau traitée, une constatation que les auteurs ont attribuée au rééquilibrage chimique et à la libération. Les six autres systèmes présentaient des complications occasionnelles du traitement de l'arsenic, et les résultats ont montré de multiples pics d'arsenic aux robinets des consommateurs (Triantafyllidou et coll., 2019).

5.4 Gestion des résidus

Les technologies de traitement, comme la coagulation, la flocculation, la sédimentation, le lavage à contre-courant des filtres et d'autres procédés, peuvent produire divers résidus contenant de l'arsenic (Litter et coll., 2019). Il faudrait consulter les autorités appropriées pour s'assurer que l'enlèvement des déchets liquides et solides provenant du traitement de l'eau potable est conforme aux règlements applicables. Des recommandations à ce sujet peuvent être consultées ailleurs (CCME, 2003, 2007; Cornwell, 2006; McTigue et Cornwell, 2009).

5.5 Traitement à l'échelle résidentielle

Dans les cas où l'on souhaite enlever l'arsenic au niveau du ménage, par exemple lorsqu'un ménage obtient son eau potable à partir d'un puits privé, un dispositif de traitement résidentiel de l'eau potable peut être une option. Les dispositifs classés comme résidentiels peuvent avoir une capacité nominale de traitement supérieure à la capacité nécessaire pour une seule résidence. Par conséquent, ces systèmes peuvent également être utilisés dans de petits systèmes.

Avant d'installer un dispositif de traitement, il faudrait faire analyser l'eau pour en déterminer les caractéristiques chimiques générales et la concentration d'arsenic total. Un laboratoire accrédité devrait faire des analyses périodiques de l'eau qui entre dans le dispositif de traitement et de

l'eau traitée, afin de confirmer l'efficacité du dispositif de traitement. La capacité d'enlèvement de ces unités peut diminuer avec l'utilisation et au fil du temps, et il faut les entretenir ou les remplacer. Les consommateurs devraient être conscients de la durée de vie prévue des composants du dispositif de traitement (selon les recommandations du fabricant) et faire entretenir le dispositif au besoin. Il est conseillé de choisir un dispositif munie d'un signal d'alarme ou d'un voyant lumineux qui indique quand un entretien est nécessaire.

Santé Canada ne recommande aucune de marque particulière de dispositif de traitement de l'eau potable, mais conseille fortement aux consommateurs d'utiliser des dispositifs certifiés par un organisme de certification accrédité. Cette certification s'assure que le dispositif de traitement de l'eau potable est conforme aux normes appropriées de NSF International/de l'American National Standards Institute (NSF/ANSI). Ces normes ont pour objet d'établir des exigences minimales concernant les matériaux, la conception et la construction des dispositifs de traitement de l'eau potable. Un tiers effectue la certification des dispositifs de traitement. On s'assure que les matériaux du dispositif ne libèrent pas de contaminants dans l'eau potable (c'est-à-dire, innocuité des matériaux). De plus, les normes comprennent des exigences en matière de performance qui établissent le degré d'enlèvement qui doit être assuré à l'égard de certains contaminants (par exemple, déclaration de réduction) potentiellement être présents dans les approvisionnement en eau.

Les organismes de certification (en d'autres termes, les tiers) garantissent qu'un produit est conforme aux normes en vigueur. Ils doivent être accrédités par le Conseil canadien des normes. Parmi les organisations accréditées au Canada (CCN, 2025), citons :

- [Groupe CSA](#)
- [NSF International](#)
- [Water Quality Association](#) (en anglais seulement)
- [UL LLC](#)
- [Bureau de normalisation du Québec](#)
- [International Association of Plumbing and Mechanical Officials](#)
- [ALS Laboratories](#) (en anglais seulement)

Une liste à jour des organismes de certification accrédités peut être obtenue auprès du [Conseil canadien des normes](#).

Il existe actuellement plusieurs dispositifs de traitement résidentiel certifiés visant à enlever l'arsenic de l'eau potable. Ces dispositifs reposent sur les technologies d'adsorption (charbon actif), d'OI et de distillation. Dans les milieux résidentiels, il est possible d'installer les dispositifs de traitement de l'eau potable au robinet (point d'utilisation) ou à l'endroit où l'eau entre dans la maison (point d'entrée) pour réduire les concentrations de contaminants.

Les dispositifs de traitement de l'eau potable peuvent être certifiés selon la norme NSF/ANSI 53 (Drinking Water Treatment Units – Health Effects) ou NSF/ANSI 58 (Revers Osmosis Drinking Water Treatment Systems) pour l'enlèvement de l'arsenic. Pour les deux normes, plus d'une déclaration est possible (NSF International, 2023b,c). Les déclarations peuvent concerner la réduction de l'arsenic pentavalent seulement ou la réduction de l'arsenic (total) [As(III) et As(V)].

En ce qui concerne la déclaration de réduction de l'As(V), l'eau à traiter doit contenir uniquement de l'As(V) et avoir un résidu de chlore libre détectable. Il existe deux concentrations initiales possibles d'As(V) : 0,050 mg/L ou 0,30 mg/L. Pour être certifié, un dispositif doit réduire la concentration d'As(V) à 0,010 mg/L. Pour remplir les conditions requises pour une déclaration de réduction de l'arsenic total, le dispositif de traitement doit satisfaire à la déclaration de réduction d'As(V) et à une déclaration de réduction d'As(III) avec une concentration initiale d'As(III) de 0,050 mg/L ou 0,30 mg/L. Pour être certifié, le dispositif doit également avoir une concentration dans l'eau traitée de 0,010 mg/L pour l'As(III) et pour l'As(V).

En 2023 et 2024, plusieurs dispositifs certifiés pour la réduction de l'As(III) étaient disponibles. La Water Quality Association (WQA) a certifié plusieurs dispositifs (WQA, 2024) et NSF International a certifié un dispositif selon la norme NSF/ANSI 58 (WQA, 2024; NSF International, 2024b).

Les dispositifs de traitement de l'eau potable peuvent également être certifiés selon la norme NSF/ANSI 62 (Drinking Water Distillation Systems) pour l'enlèvement de l'arsenic, mais aucun n'est actuellement en vente (NSF International, 2023d).

L'eau traitée par OI et distillation peut être corrosive pour les composants internes de la plomberie. De plus, comme il faut d'importantes quantités d'eau à traiter pour obtenir le volume requis d'eau traitée, ces appareils ne sont généralement pas pratiques à installer au point d'entrée. Par conséquent, il faudrait les installer uniquement au point d'utilisation.

Le New Jersey (É.-U.) a imposé un « maximum contaminant level » de 5 µg/L et indiqué que l'option de traitement préférée est un dispositif au point d'entrée utilisant deux filtres GFH en série (New Jersey Geological Survey, 2007; NJDEP, 2022). Compte tenu de ces renseignements et de ceux qui se trouvent dans la section sur le traitement à l'échelle municipale (section 5.2), on s'attend à ce que le traitement par GFH enlève efficacement l'arsenic.

5.5.1 Réalisabilité du traitement à l'échelle résidentielle

Pour que les dispositifs résidentiels soient certifiés conformes aux normes en vigueur, la concentration d'As(V) dans l'eau traitée doit être inférieure ou égale à 10 µg/L. Pour déterminer les concentrations d'arsenic dans l'eau traitée que ces dispositifs atteignaient réellement, Santé Canada a demandé à deux organismes, la WQA et NSF International, d'examiner les données sur l'enlèvement de l'As(V) au moyen des dispositifs d'OI qu'ils avaient testés et certifiés (WQA, 2019; NSF, 2019). Un rapport combinant les données des deux études examine l'efficacité globale du traitement par les dispositifs d'OI certifiés. Pour les 223 échantillons, le 90e centile de la concentration d'As(V) dans l'eau traitée par les appareils d'OI était de 4 µg/L (WQA, 2019). Les données sur la performance indiquent qu'un dispositif d'OI à l'échelle résidentielle pourrait atteindre la CMA proposée. Toutefois, si la concentration dans l'eau traitée dépasse la CMA proposée, cela peut indiquer la présence d'As(III) dans l'eau. Comme l'As(III) ne s'enlève pas aussi facilement, il peut être nécessaire d'oxyder (prétraiter) l'As(III) en As(V) pour obtenir l'enlèvement requis. Comme les oxydants peuvent endommager la membrane, il faudrait enlever tout oxydant résiduel pour l'empêcher d'atteindre la membrane d'OI. Il faudrait

aussi envisager une autre méthode de traitement. Il faudrait consulter un spécialiste local de l'eau pour déterminer l'étape de prétraitement ou les options de traitement appropriées.

Brodeur et Barbeau (2015) ont préparé un rapport détaillé à l'aide des données de l'étude de Barbeau et coll. (2011) sur l'efficacité des technologies de traitement pour l'enlèvement du manganèse dans l'eau souterraine. Ce rapport comprenait également les résultats de l'enlèvement de l'arsenic total pour 25 systèmes utilisant diverses technologies de traitement à une concentration médiane dans l'eau à traiter de 8,70 µg/L et une concentration dans l'eau traitée de 7,4 µg/L (enlèvement médian de 15 %). Le rapport ne mentionnait pas les espèces d'arsenic dans l'eau à traiter. Au total, respectivement 72 % et 32 % des systèmes ont pu atteindre des concentrations dans l'eau traitée inférieures à 10 µg/L (0,010 mg/L) et à 5 µg/L (0,005 mg/L). Certaines unités ont affiché des enlèvements négatifs, ce qui indique une libération d'arsenic. Il convient de noter que 17 des 25 systèmes utilisaient des systèmes d'échange d'ions (seuls ou combinés) et qu'il n'existe actuellement aucune norme NSF/ANSI pour la réduction de l'arsenic au moyen de l'échange d'ions. Par conséquent, il n'existe pas de système à échange d'ions certifié pour la réduction de l'arsenic. Les résultats pour chaque technologie sont résumés à l'annexe E (tableau E-2).

Une étude de démonstration de la U.S. EPA a évalué les dispositifs d'OI au point d'utilisation dans neuf habitations. La source d'eau contenait en moyenne 56,3 µg/L d'As(V), 1,5 µg/L d'As(III), 10,2 mg/L de nitrate (sous la forme N) et 27,4 µg/L d'uranium. Dans les 100 échantillons prélevés au cours de l'étude, la concentration d'arsenic était inférieure à 0,1 µg/L dans tous les échantillons sauf quatre (8,7, 5,1, 1,2 et 1,2 µg/L) (Lewis et coll., 2007; Chen et coll., 2020). Les auteurs ont prélevé des échantillons d'eau du robinet de 156 ménages dans le Maine et de 94 ménages dans le New Jersey qui avaient installé des dispositifs d'OI pour le traitement de l'arsenic (Yang et coll., 2020). Dans les ménages du Maine, la plupart des dispositifs d'OI étaient installés au point d'utilisation et les concentrations médianes d'arsenic dans l'eau brute et traitée étaient respectivement de 71,7 µg/L et 0,8 µg/L. Au total, 29 unités (19 %) produisaient des concentrations supérieures à 10 µg/L et 41 échantillons (26 %) avaient des concentrations supérieures à 5 µg/L dans l'eau traitée. Dans les ménages du New Jersey, la plupart des dispositifs d'OI étaient installés au point d'entrée, et les concentrations médianes d'arsenic dans l'eau brute et traitée étaient respectivement de 8,6 µg/L et 0,2 µg/L. Au total, 5 unités (5 %) présentaient des concentrations supérieures à 10 µg/L et 15 échantillons (16 %) avaient des concentrations supérieures à 5 µg/L dans l'eau traitée. Dans les deux États, plus la concentration d'arsenic dans l'eau non traitée et le rapport entre l'As(III) et l'arsenic total étaient élevés, plus le taux de dépassement de la limite réglementaire (10 µg/L pour le Maine et 5 µg/L pour le New Jersey) était élevé (Yang et coll., 2020).

On a étudié trois dispositifs au point d'utilisation munis de milieux d'adsorption à base de fer installés sur des fontaines d'eau potable. Les auteurs n'ont pas précisé les espèces d'arsenic. Deux des dispositifs ont systématiquement réduit l'arsenic, le faisant passer à moins de 1 µg/L dans le cadre du traitement d'un volume allant jusqu'à 740 gallons d'eau. Le troisième dispositif a enlevé l'arsenic à moins de 2,1 µg/L après avoir traité 500 gallons d'eau; la concentration est passée à 6 µg/L après le traitement de 1 000 gallons (Chen et coll., 2011d).

Une autre étude a évalué les dispositifs d'OI existants dans 59 ménages du Nevada dont la concentration en arsenic variait de 4 à 4 100 µg/L (Walker et coll., 2008). La concentration d'arsenic dans l'eau traitée variait de moins de 3 à 180 µg/L. Dans les ménages où l'As(III) représentait plus de 50 % du total, l'enlèvement de l'arsenic total était inférieur à 60 %. Les auteurs ont estimé que la différence dans l'efficacité d'enlèvement était due à la qualité de l'eau brute, à la proportion d'As(III), à l'entretien et à l'âge du dispositif.

Une étude a porté sur 19 foyers du Nevada qui utilisaient des dispositifs d'OI dont la concentration initiale en arsenic variait entre 36 et 2 363 µg/L (George et coll., 2006). Dans cette étude, plus de la moitié des unités n'ont pas réduit l'arsenic à moins de 10 µg/L. Les auteurs n'ont pas précisé les espèces d'arsenic. Ils ont fait remarquer que la taille de l'échantillon était petite et que les sites n'avaient pas été choisis au hasard. Toutefois, l'étude souligne l'importance d'un entretien adéquat des filtres, de la durée de vie limitée des filtres et de la nécessité potentielle d'analyse de l'arsenic, d'autres dispositifs de traitement ou d'une autre source d'eau.

Deux études ont examiné l'efficacité de l'enlèvement de l'arsenic par les filtres pour pichet à eau, qui ont affiché des performances variables. Un filtre a enlevé à la fois l'As(III) et l'As(V) à moins de 10 µg/L, tandis que d'autres étaient moins efficaces (Barnaby et coll., 2017; Tomlinson et coll., 2019).

6.0 Stratégies de gestion

Les responsables de systèmes de distribution devraient mettre en œuvre un plan complet et à jour de gestion des risques en matière de salubrité de l'eau. Il convient d'adopter une approche « de la source au robinet » qui assure le maintien de la sécurité sanitaire de l'eau (CCME, 2004; OMS, 2012, 2017). Ces approches exigent une évaluation du réseau, pour caractériser la source d'approvisionnement en eau, décrire les procédés de traitement qui empêchent ou réduisent les contaminants, déterminer les conditions pouvant entraîner la contamination, et mettre en œuvre des mesures de contrôle. Une surveillance opérationnelle est ensuite établie, et des protocoles opérationnels et de gestion (par exemple, les procédures opérationnelles standardisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). Une surveillance de la conformité est établie, ainsi que d'autres protocoles permettant de valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont mis en oeuvre (par exemple, tenue de registres, satisfaction des consommateurs). Les opérateurs doivent aussi recevoir une formation pour assurer en tout temps l'efficacité du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (Smeets et coll., 2009).

6.1 Stratégies de contrôle

Dans les sources d'eau dont la concentration d'arsenic est supérieure aux concentrations acceptables, on peut mettre en œuvre une ou plusieurs options de traitement (voir la section 5.0). Dans certaines situations, la mise en œuvre d'un nouveau traitement ou l'adaptation des systèmes existants pour atteindre la CMA proposée peuvent être difficiles et coûteuses. L'évaluation de la disponibilité de sources d'eau qui ne contiennent que peu ou pas d'arsenic peut offrir des options acceptables. Si une telle source d'eau est disponible, on peut aussi envisager des stratégies comme le mélange contrôlé avant les points d'entrée dans le réseau ou l'utilisation d'autres approvisionnements en eau.

Blute et coll. (2023) présentent un bon aperçu des stratégies et des considérations relatives au mélange ou à l'introduction d'une nouvelle source d'eau. Ce rapport comprend des méthodologies pour les collecter des tuyaux; la construction et l'utilisation d'un montage de tuyaux en boucle; l'analyse des incrustations; et la détermination des conditions qui pourraient causer de la corrosion dans un réseau de distribution et dans la plomberie des bâtiments. Il fournit également des stratégies pour aider à minimiser la corrosion lors de l'introduction d'eau nouvelle. Il faut tenir compte de la qualité et de la compatibilité de l'eau d'une nouvelle source avant d'apporter des modifications à un approvisionnement en eau existant (par exemple, un changement de source, un mélange et une interconnexion). Il convient de noter que si l'approvisionnement en eau contenait de l'arsenic dans le passé, les solides et les incrustations du réseau de distribution contiendront de l'arsenic déjà présent. Si la nouvelle source d'eau a un profil chimique différent de celui des sources existantes (comme un désinfectant différent), elle pourrait provoquer une déstabilisation ou une désorption de l'arsenic existant (et d'autres contaminants métalliques) dans le réseau de distribution, ainsi que des problèmes de corrosion.

Une fois l'option de la technologie de traitement choisie, il faudrait identifier les espèces d'arsenic (sinon, on peut mettre en œuvre une préoxydation pour s'assurer que tout l'arsenic est sous la forme As(V)) et de déterminer la conception du procédé. Des essais à échelle pilote sont recommandés pour s'assurer que l'eau de la source peut être traitée avec succès.

Comme il est difficile de contrôler l'accumulation et la libération d'arsenic et d'autres contaminants préoccupants pour la santé dans le réseau de distribution, les stratégies de contrôle devraient minimiser la concentration d'arsenic et la charge qui entre dans le réseau de distribution à partir de l'installation de traitement. En général, il faudrait gérer le réseau de distribution de sorte que l'eau potable soit transportée de l'installation de traitement au consommateur avec une perte de qualité minimale. Les activités d'entretien du réseau de distribution, comme un programme de nettoyage de routine et de rinçage des conduites principales, peuvent contribuer à réduire durablement l'accumulation au minimum. Il est également important de maintenir constante la composition chimique de l'eau du réseau de distribution pour réduire le risque de déstabilisation et de désorption. Comme les sources d'eau, les installations de traitement et les réseaux de distribution peuvent considérablement différer, une stratégie de contrôle propre au réseau est nécessaire (Friedman et coll., 2016; Han et coll., 2018; Santé Canada, 2022c).

6.2 Surveillance

La surveillance des concentrations d'arsenic total est importante pour assurer la qualité de l'eau. On peut également surveiller divers autres paramètres permettant d'évaluer les options de traitement et les facteurs opérationnels propres à l'arsenic pendant le traitement et dans le réseau de distribution. Par exemple, les paramètres qui peuvent avoir une incidence sur le traitement comprennent le fer et les ions concurrents comme le phosphate et le silicate. D'autres paramètres encore (pH, alcalinité, orthophosphate, chlore résiduel) peuvent avoir un impact sur la libération d'arsenic dans le réseau de distribution ou l'accompagner (manganèse, fer).

Les changements apportés à la source d'eau, pendant le traitement ou au sein du réseau de distribution peuvent avoir une incidence sur les concentrations d'arsenic et devraient faire l'objet

d'une surveillance. Le tableau 20 présente des suggestions d'emplacements et de conditions pour la surveillance.

Tableau 20. Considérations relatives au moment et à l'endroit où effectuer une surveillance dans le réseau de distribution

Moment/endroit de la surveillance	Facteurs à prendre en compte
Endroits à surveiller	Les endroits à surveiller peuvent comprendre ceux où les facteurs de risque d'accumulation d'arsenic sont plus élevés : Proximité d'une installation de traitement de l'eau avec charge actuelle/historique d'arsenic Matériaux de tuyauterie (par exemple, fonte non revêtue, fer galvanisé) Présence de biofilm
Surveillance opérationnelle et fondée sur les événements – moment où il faudrait effectuer un échantillonnage	En cas de risque de libération causée par des perturbations hydrauliques, telles que : Ruptures de conduite principale Purge des prises d'eau d'incendie Augmentation de la vitesse d'écoulement Travaux routiers
	En cas de risque de libération causée par des changements de la composition chimique, tels que : Changement de pH Changement de température Changement de la source d'eau Mélange incontrôlé d'eaux de différentes sources Changement de chlore résiduel Mélange incontrôlé de désinfectant
	Événement d'eau colorée (remarque : l'absence d'eau colorée ne signifie pas qu'aucun métal n'est rejeté)
	Plaintes des clients
	Augmentation de la turbidité

6.2.1 Source d'eau

La surveillance de la source d'eau devrait faire partie des évaluations courantes du réseau pour déterminer si de l'arsenic est présent. La caractérisation devrait comprendre la détermination des espèces d'arsenic et des paramètres chimiques qui revêtent de l'importance pour le traitement et le comportement dans les réseaux de distribution. La présence de fer et de manganèse est importante, car ces métaux peuvent être utilisés dans le traitement pour enlever l'arsenic et servir également de substrats pour la coaccumulation de l'arsenic dans le réseau de distribution. La surveillance de la source d'eau devrait se faire à une fréquence (par exemple, mensuelle) suffisante pour détecter les changements qui peuvent se produire de façon saisonnière ou temporaire ou qui sont liés à des événements tels que la sécheresse, les inondations ou les feux de forêt.

6.2.2 Surveillance opérationnelle/surveillance du traitement

Lorsqu'un traitement est nécessaire pour enlever l'arsenic, il faudrait mettre en œuvre une surveillance opérationnelle afin de confirmer si le procédé de traitement fonctionne comme prévu (par exemple, des échantillons appariés de la source d'eau et de l'eau traitée pour confirmer l'efficacité du traitement). Selon le type de traitement utilisé, la surveillance d'autres paramètres de qualité de l'eau peut fournir des renseignements opérationnels utiles.

La fréquence de la surveillance opérationnelle dépend du procédé de traitement. Par exemple, si l'enlèvement de l'arsenic se fait par adsorption, il faut déterminer la fréquence de remplacement des milieux. Cela peut se faire en effectuant une surveillance trimestrielle (au minimum) ou en utilisant une méthode pour estimer les BV au point de percée. Tout traitement entraînant des modifications d'autres paramètres chimiques et paramètres de qualité de l'eau devrait également faire l'objet d'une surveillance selon le même calendrier que celui de l'arsenic.

6.2.3 Surveillance de la conformité

L'arsenic peut s'accumuler et être libéré dans les réseaux de distribution où il est présent ou était historiquement présent dans l'eau de la source. Il faudrait effectuer une surveillance de la conformité dans l'eau qui entre dans le réseau de distribution, ainsi que dans l'eau qui se trouve dans le réseau. Comme la VBS est nettement inférieure à la CMA proposée, il est recommandé d'effectuer la surveillance au robinet du consommateur, en donnant la priorité aux foyers équipés de tuyaux fabriqués en matériaux à base de fer (par exemple, la fonte non revêtue ou le fer/l'acier galvanisé). La détermination du nombre de sites de surveillance se fait en collaboration avec l'autorité réglementaire responsable en fonction de la taille du système d'approvisionnement en eau potable.

Il est recommandé d'effectuer une surveillance de la conformité pour l'arsenic total au moins une fois par année afin de confirmer que la CMA n'est pas dépassée. La fréquence peut être réduite si aucune défaillance ne s'est produite au cours d'une période définie, déterminée par l'autorité réglementaire responsable. Toutefois, les événements liés aux changements climatiques (par exemple, les feux de forêt, les inondations, la sécheresse) peuvent entraîner des variations de la concentration d'arsenic dans l'eau de la source, ce qui entraîne la nécessité d'augmenter la fréquence.

6.2.4 Réseau de distribution

L'arsenic peut s'accumuler et être libéré dans les réseaux de distribution. La surveillance devrait se faire à divers endroits dans les réseaux où l'arsenic est présent ou était historiquement présent dans l'eau de la source ou dans le réseau lui-même. On peut comprendre les tendances du réseau de distribution et les points chauds d'accumulation d'arsenic déjà présent en prélevant des échantillons de solides (par exemple, les dépôts provenant de la purge, du nettoyage de la conduite principale et des échantillons de tuyaux) et en les analysant. La surveillance pendant la purge unidirectionnelle peut également servir à caractériser spatialement la présence et le degré d'arsenic déjà présent hydrauliquement mobile dans l'eau. Il faudrait prélever des échantillons pour pouvoir effectuer une évaluation globale des concentrations d'arsenic dans le réseau de distribution.

Idéalement, les sites d'échantillonnage du réseau de distribution devraient se situer là où il y a des facteurs de risque accus de libération d'arsenic (par exemple, les sites à haut risque de libération de fer tels que les zones connues pour avoir des tuyaux corrodés/tuberculés, les matériaux de tuyauterie, le biofilm). Il faudrait également effectuer une surveillance pendant tout événement d'eau colorée. Cependant, il ne faudrait pas interpréter l'absence d'eau colorée comme l'absence de libération d'arsenic.

La surveillance de l'arsenic devrait se faire en conjonction avec d'autres métaux qui peuvent coexister dans le réseau de distribution et qui se sont révélés se libérer avec l'arsenic (par exemple, le fer, le plomb, le manganèse). Les installations de traitement de l'eau qui prennent des mesures préventives dans les conditions hydrauliques, physiques et de qualité de l'eau stables et dont les données de base indiquent que la concentration de l'arsenic est minime ou nulle dans le réseau peuvent faire l'objet d'une surveillance moins fréquente.

6.2.5 Surveillance résidentielle

Les ménages qui possèdent des puits privés sont encouragés à faire analyser leur eau pour déterminer la concentration d'arsenic total afin de s'assurer que la concentration dans leur approvisionnement en eau est inférieure à la CMA proposée. De plus, les particuliers avec des puits privés et qui utilisent des dispositifs de traitement résidentiel devraient effectuer des analyses régulières de l'eau qui entre dans le dispositif de traitement et de l'eau traitée pour vérifier que le dispositif de traitement est efficace.

7.0 Considérations internationales

D'autres organisations nationales et internationales ont des recommandations, des normes ou des valeurs guides pour l'arsenic dans l'eau potable (voir le Tableau 21). Les variations de ces valeurs sont attribuables à l'âge des évaluations ou aux différences dans les politiques et les approches, notamment le choix des études clés et l'utilisation de différents taux de consommation, poids corporels et facteurs d'attribution des sources.

Tableau 21. Comparaison des valeurs internationales de l'eau potable pour l'arsenic

Organisme (Année)	Valeur (mg/L)	Base de la valeur (référence)
Santé Canada – CMA proposée (2024)	0,005	Gérée en fonction des risques selon la réalisabilité du traitement disponible; le cancer du poumon est un effet préoccupant sur la santé.
MCL de la U.S. EPA (2001)	0,01	Gérée en fonction des risques selon la réalisabilité du traitement disponible; le cancer de la vessie et le cancer du poumon sont des effets préoccupants sur la santé.
OMS (2011)	0,01	Provisoire selon la performance du traitement et la réalisabilité analytique (OMS, 2017).
Australie (NHMRC et NRMMC, 2011)	0,01	Des risques accrus de cancer et d'autres effets nocifs sur la santé n'ont pas été démontrés à des concentrations d'arsenic autour de 0,01 mg/L.
Union européenne (2020)	0,01	N/D

CMA : concentration maximale acceptable; MCL : « maximum contaminant level »; N/D : non disponible.

8.0 Justification

Largement répandu dans toute la croûte terrestre, l'arsenic est un élément constituant très important de nombreuses espèces minérales. Les sources naturelles d'arsenic comprennent les sédiments volcaniques, les minéraux sulfurés et les oxydes métalliques. L'arsenic peut pénétrer dans les sources d'eau potable par l'érosion et l'altération du sol, des minéraux et des minerais, par les effluents industriels, les procédés d'exploitation minière et de fonte, par l'utilisation de composés arsenicaux pour la préservation du bois, par la combustion du charbon, du bois et des déchets, et par le dépôt atmosphérique.

Les gens vivant au Canada sont exposés à l'arsenic principalement par les aliments et l'eau potable. La contribution respective de ces deux sources dépend de la concentration d'arsenic dans l'eau destinée à la consommation et utilisée pour reconstituer des boissons ou des aliments. Lorsqu'une population vit dans une région où les concentrations d'arsenic présent à l'état naturel sont élevées ou qui se trouve à proximité d'un site contaminé, l'eau potable peut être le facteur le plus important de l'exposition globale aux formes inorganiques d'arsenic.

L'arsenic est présent tant dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines, ses concentrations étant généralement plus élevées dans ces dernières. On a observé des points chauds de concentration d'arsenic dans les sources d'eau au Canada, dont les niveaux dépassent la CMA proposée. En général, la concentration dans les eaux traitées et distribuées au Canada était inférieure à la CMA proposée de 5 µg/L.

La base de données épidémiologiques sur l'arsenic inorganique est vaste. Les données chez l'animal sont d'une utilité limitée pour l'évaluation des risques pour l'être humain, car les animaux réagissent différemment à l'exposition à l'arsenic. Les études épidémiologiques font état d'associations entre l'exposition orale à l'arsenic dans l'eau potable et de nombreux effets cancéreux et non cancéreux. Les liens de causalité les plus étroits établis entre le cancer chez l'être humain et l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable (à des concentrations inférieures à 100 µg/L) concernent la vessie et les poumons. Le cancer du poumon représente l'effet le plus sensible. Une évaluation des meilleures données scientifiques disponibles sur les effets cancéreux et non cancéreux indique que le cancer du poumon représente l'effet préoccupant le plus sensible.

Malgré certaines données probantes scientifiques à l'appui d'un mode d'action avec seuil pour le cancer du poumon induit par l'arsenic, il reste des incertitudes importantes quant à la façon dont une exposition à de faibles niveaux d'arsenic entraîne le cancer. Le mode d'action du cancer causé par l'arsenic est complexe, et il existe une incertitude entourant les événements, voies et formes de l'arsenic qui jouent un rôle clé dans la formation du cancer. Pour le cancer du poumon, on s'attend à ce que plusieurs événements clés induits par l'arsenic soient les mêmes que pour le cancer du poumon induit par l'exposition à d'autres substances cancérogènes. Par conséquent, une exposition supplémentaire à de faibles concentrations d'arsenic dans l'eau potable peut s'ajouter à la concentration de fond des réponses, amplifiant potentiellement les événements en cours ou déclenchant de nouveaux événements clés qui augmentent le risque de cancer. De plus, on a démontré qu'une exposition qui s'ajoute à un processus de maladie de fond suit une relation linéaire. La variabilité interindividuelle est notable pour l'arsenic, plus que pour

les autres polluants chimiques. On peut caractériser les populations pouvant être touchées de façon disproportionnée comme les populations qui sont sensibles aux effets de l'arsenic en raison du stade de la vie, d'une réduction de la capacité de méthylation, de facteurs alimentaires, de facteurs liés au mode de vie, de la grossesse ou d'une combinaison de ces facteurs. Si l'on tient compte de ces modificateurs de risque dans l'ensemble de la population, la variabilité de la réponse à l'exposition à l'arsenic sera probablement importante, ce qui fait qu'il est difficile d'établir un seuil de réponse de la population. Compte tenu de ces incertitudes importantes, on considère qu'une approche linéaire à faible dose pour évaluer le risque excédentaire de cancer du poumon lié à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable au-dessus de la concentration de fond canadienne est la plus appropriée.

Pour estimer ce risque excédentaire de cancer du poumon supérieur à la concentration de fond canadienne en raison de l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable, on a appliqué une approche linéaire aux données sur la courbe dose-réponse de cinq études sur le cancer du poumon. Dans le cadre des recommandations sur l'eau potable, Santé Canada définit le terme « essentiellement négligeable » comme étant une plage allant d'un nouveau cas de cancer de plus que la concentration de fond pour 1 000 000 personnes à un nouveau cas de cancer de plus que la concentration de fond pour 100 000 personnes (10^{-6} à 10^{-5}) au cours d'une période d'exposition à vie. La concentration d'arsenic dans l'eau potable qui représente un risque excédentaire de cancer du poumon « essentiellement négligeable » au-dessus de la concentration de fond canadien varie entre 0,0000014 et 0,000014 mg/L (0,0014 à 0,014 µg/L). Étant donné que la population canadienne peut être exposée à l'arsenic par de multiples sources (comme les aliments, l'eau potable, l'air et le sol, voir la section 1.3), on établit la VBS à la concentration inférieure de la plage, soit à 0,0000014 mg/L (0,0014 µg/L).

On propose une CMA de 0,005 mg/L (5 µg/L) pour l'arsenic dans l'eau potable sur la base des considérations suivantes :

- La concentration d'arsenic dans l'eau potable représentant un risque à vie excédentaire de cancer du poumon « essentiellement négligeable » au-dessus de la concentration de fond canadienne est de 0,0000014 mg/L (0,0014 µg/L).
- On peut mesurer l'arsenic total avec exactitude à des concentrations bien inférieures à la CMA proposée.
- Il est possible de réduire l'arsenic à des concentrations inférieures à la CMA proposée à l'échelle municipale grâce à diverses technologies de traitement. À l'échelle résidentielle, les unités de traitement par OI peuvent réduire l'arsenic au-dessous de la CMA proposée. Il est également possible de gérer l'arsenic par mélange ou par l'utilisation d'une autre source d'eau.
- L'arsenic peut s'accumuler dans le réseau de distribution. La concentration d'arsenic dans l'eau potable qui entre dans le réseau de distribution devrait être aussi faible que possible afin de réduire la charge d'arsenic.

Le risque à vie excédentaire de cancer du poumon au-delà de la concentration de fond canadienne associée à l'ingestion d'eau potable contenant de l'arsenic à 0,005 mg/L (5 µg/L) est supérieur au niveau considéré comme « essentiellement négligeable ». Le risque excédentaire de cancer du poumon au-dessus de la concentration de fond canadienne est associé à l'ingestion d'eau contenant de l'arsenic à 0,005 mg/L (5 µg/L) est de $3,5 \times 10^{-3}$. Compte tenu des

incertitudes importantes entourant la façon dont une exposition à de faibles concentrations d'arsenic entraîne le cancer du poumon, étant donné son mode d'action complexe, l'additivité de l'exposition à l'eau potable aux risques de cancer du poumon de fond, la grande variabilité des réponses à l'exposition à l'arsenic à l'échelle de la population, ainsi que les différentes difficultés pratiques associées à l'enlèvement de l'arsenic de l'eau potable au niveau des petits systèmes municipaux et résidentiels, il faudrait déployer tous les efforts possibles pour réduire les concentrations d'arsenic dans l'eau potable au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre.

Étant donné les limites des technologies de traitement à l'échelle municipale et résidentielle en ce qui concerne la concentration d'arsenic dans l'eau potable à un niveau égal ou inférieur à la VBS et des risques pour la santé associés aux concentrations d'arsenic supérieures à la VBS, le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable propose une CMA de 0,005 mg/L (5 µg/L). Cette valeur est le résultat d'une décision de gestion des risques, puisqu'elle dépasse la VBS.

Dans le cadre de son processus continu de révision des recommandations, Santé Canada continuera à suivre les nouvelles recherches dans ce domaine et recommandera au besoin les modifications jugées appropriées.

9.0 Bibliographie

- Abhyankar, L.N., Jones, M.R., Guallar, E. et Navas-Acien, A. (2012). Arsenic exposure and hypertension: a systematic review. *Environ. Health Perspect.*, 120: 494–500.
- Abir, T., Rahman, B., D'Este, C., Farooq, A. et Milton, A.H. (2012). The association between chronic arsenic exposure and hypertension: a meta-analysis. *J. Toxicol.*, DOI: 10.1155/2012/198793
- Abraitis, P.K., Pattrick, R.A.D. et Vaughan, D.J. (2004). Variations in the compositional, textural and electrical properties of natural pyrite: a review. *Int. J. Miner. Process.*, 74: 41–59.
- ACIA (2018a). Plan d'action pour assurer la sécurité des produits alimentaires 2011-2013 Spéciation de l'arsenic dans certains aliments. Division de la salubrité des aliments, Agence canadienne d'inspection des aliments, Ottawa. Disponible à <https://inspection.canada.ca/fr/salubrite-alimentaire-lindustrie/chimie-microbiologie-alimentaires/rapports-danalyse-articles-revues-sa/speciation-larsenic-certains-aliments>
- ACIA (2018b). Rapport du Projet sur les aliments destinés aux enfants 2013-2014. Agence canadienne d'inspection des aliments. Disponible sur demande à : <https://inspection.canada.ca/fr/salubrite-alimentaire-lindustrie/chimie-microbiologie-alimentaires/rapports-danalyse-articles-revues-sa/projet-aliments-destines-aux-enfants-2013>
- ACIA (2022a). Concentrations totales d'arsenic et espèces chimiques d'arsenic dans les boissons alcoolisées, les poissons, les mollusques et les crustacés – 1 avril 2018 au 31 mars 2019. Chimie alimentaire – Études ciblées – Rapport final. Agence canadienne d'inspection des aliments. Disponible à <https://inspection.canada.ca/fr/salubrite-alimentaire-lindustrie/chimie-microbiologie-alimentaires/rapports-danalyse-articles-revues/concentrations-totales-darsenic-especes-chimiq>
- ACIA (2022b). Concentrations totales d'arsenic et spéciation de l'arsenic dans les aliments pour nourrissons, les boissons alcoolisées, les poissons, les mollusques et les crustacés – 1 avril 2019 au 31 mars 2020. Chimie alimentaire – Études ciblées – Rapport final. Agence canadienne d'inspection des aliments. Disponible à <https://inspection.canada.ca/fr/salubrite-alimentaire-lindustrie/chimie-microbiologie-alimentaires/rapports-danalyse-articles-revues/concentrations-totales-darsenic-speciation>
- AGAT Laboratories (2019a). Communication personnelle avec A. Sekera. Calgary (Alberta).
- AGAT Laboratories (2019b). Communication personnelle avec S. Ortiz. Edmonton (Alberta).
- AGAT Laboratories (2019c). Communication personnelle avec M. Kellosalmi. Burnaby (Colombie-Britannique).
- Ahmad, A., Richards, L.A. et Bhattacharya, P. (2017). Arsenic remediation of drinking water: An overview. Chapitre 7 dans: Bhattacharya, P., Polya, D.A. et Jovanovic, D. (édit.) (2017). Best practices guide on the control of arsenic in drinking water. IWA Publishing, London, England.
- Ahmad, A., Cornelissen, E., van de Wetering, S., van Dijk, T., van Genuchten, C., Bundschuh, J., van der Wal, A. et Bhattacharya, P. (2018). Arsenite removal in groundwater treatment plants by sequential permanganate-ferric treatment. *J. Water Process Eng.*, 26: 221–229.
- Ahmad, A., Rutten, S., de Waal, L., Vollaard, P., van Genuchten, C., Bruning, H., Cornelissen, E. et van der Wal, A. (2020). Mechanisms of arsenate removal and membrane fouling in ferric based coprecipitation–low pressure membrane filtration systems. *Sep. Purif. Technol.*, 241: 116644.
- Ahsan, H., Chen, Y., Kibriya, M.G., Slavkovich, V., Parvez, F., Jasmine, F., Gamble, M.V. et Graziano, J.H. (2007). Arsenic metabolism, genetic susceptibility and risk of premalignant skin lesions in Bangladesh. *Cancer Epidemiology, Biomarkers & Prevention*, 16(6): 1270–1278.

Akin, I., Arslan, G., Tor, A., Cengeloglu, Y. et Ersoz, M. (2011). Removal of arsenate [As(V)] and arsenite [As(III)] from water by SWHR and BW-30 reverse osmosis. *Desalination*, 281(1): 88–92.

Alberta Provincial Programs Branch (2019). Communication personnelle avec L. Gyurek.

Amaya, E., Gil, F., Freire, C., Olmedo, P., Fernandez-Rodriguez, M., Fernandez, M.F. et Olea, N. (2013). Placental concentrations of heavy metals in a mother-child cohort. *Environ. Res.*, 120: 63–70.

Andra, S.S., Makris, K.C., Christophi, C.A. et Ettinger, A.S. (2013). Delineating the degree of association between biomarkers of arsenic exposure and type-2 diabetes mellitus. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 216: 35–49.

Apata, M., Arriaza, B., Llop, E. et Moraga, M. (2017). Human adaptation to arsenic in Andean populations of the Atacama Desert. *Am. J. Phys. Anthropol.*, 163(1): 192–199.

APHA/AWWA/WEF (2023). Standard methods for the examination of water and wastewater. 24th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC. 9711D.

Appleyard, S.J., Angeloni, J. et Watkins, R. (2006). Arsenic-rich groundwater in an urban area experiencing drought and increasing population density, Perth, Australia. *Appl. Geochem.*, 21(1): 83–97.

Arain, M.B., Kazi, T.G., Baig, J.A., Afridi, H.I., Sarajuddin, Brehman, K.D., Panhwar, H. et Arain, S.S. (2014). Co-exposure of arsenic and cadmium through drinking water and tobacco smoking: Risk assessment on kidney dysfunction. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22: 350–357.

Arbuckle, T.E., Fraser, W.D., Fisher, M., Davis, K., Liang, C.L., Lupien, N., Bastien, S., Velez, M.P., von Dadelszen, P., Hemmings, D.G., Wang, J., Helewa, M., Taback, S., Sermer, M., Foster, W., Ross, G., Fredette, P., Smith, G., Walker, M., Shear, R., Dodds, L., Ettinger, A.S., Weber, J-P., D'Amour, M., Legrand, M., Kumarathasan, P., Vincent, R., Luo, Z.-C., Platt, R.W., Mitchell, G., Hidiroglou, N., Cockell, K., Villeneuve, M., Rawn, D.F.K., Dabeka, R., Cao, X.-L., Becalski, A., Ratnayake, N., Bondy, G., Jih, X., Want, Z., Tittlemier, S., Julien, P., Avard, D., Weiler, H., LeBlanc, A., Muckle, G., Boivin, M., Dionne, G., Ayotte, P., Lanphear, B., Séguin, J.R., Saint-Amour, D., Dewailly, É., Monnier, P., Koren, G. et Ouellet, E. (2013). Cohort Profile: The Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals Research Platform. *Paediatr. Perinat. Epidemiol.*, 27(4): 415–425.

Arikan, I., Namdar, N.D., Kahraman, C., Dagci, M. et Ece, E. (2015). Assessment of arsenic levels in body samples and chronic exposure in people using water with a high concentration of arsenic: a field study in Kutahya. *Asian Pac. J. Cancer Prev.*, 16(8), 3183–3188.

Ashley-Martin, J., Dodds, L., Arbuckle, T.E., Bouchard, M.F., Shapiro, G.D., Fisher, M., Monnier, P., Morisset, A-S. et Ettinger, A.S. (2018). Association between maternal urinary speciated arsenic concentrations and gestational diabetes in a cohort of Canadian women. *Environ. Int.*, 121: 714–720.

Ashley-Martin, J., Dodds, L., Arbuckle, T.E., Lanphear, B., Muckle, G., Bouchard, M.F., Fisher, M., Asztalos, E., Foster, W. et Kuhle, S. (2019). Blood metal levels and early childhood anthropometric measures in a cohort of Canadian children. *Environ. Res.*, 179: DOI: 10.1016/j.envres.2019.108736.

ASTM (2016). ASTM D5673–16 Standard test method for elements in water by inductively coupled plasma-mass spectrometry. ASTM International, West Conshohocken, PA.

ATSDR (2007). Toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Public Health Service, US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA.

ATSDR (2016). Addendum to the toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Public Health Service, US Department of Health and Human Services, Atlanta, GA. Disponible à https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/Arsenic_addendum.pdf

AWWA (2017). Internal corrosion control in water distribution systems. Manual of water supply practices M58, 2nd ed. American Water Works Association, Denver, CO.

Axelson, O. (1980). Arsenic compounds et cancer. *J. Toxicol. Environ. Health*, 6: 1229.

Ayotte, J.D., Belaval, M., Olson, S.A., Burow, K.R., Flanagan, S.M., Hinkle, S.R. et Lindsey, B.D. (2015). Factors affecting temporal variability of arsenic in groundwater used for drinking water supply in the United States. *Sci. Total Environ.*, 505: 1370–1379.

Baastrup, R., Sørensen, M., Balstrøm, T., Frederiksen, K., Larsen, C.L., Tjønneland, A., Overvad, K. et Raaschou-Nielsen, O. (2008). Arsenic in drinking-water and risk for cancer in Denmark. *Environ. Health Perspect.* 116(2): 231–237.

Bae, S., Kamynina, E., Guetterman, H.M., Farinola, A.F., Caudill, M.A., Berry, R.J., Cassano, P.A. et Stover, P.J. (2021). Provision of folic acid for reducing arsenic toxicity in arsenic-exposed children and adults (Review). *Cochrane Database Syst. Rev.* (10).

Barbeau, B., Carriere, A. et Bouchard, M. (2011). Spatial and temporal variations in manganese concentrations in drinking water. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 46(6): 608–616.

Bardach, A.E., Ciapponi, A., Soto, N., Chaparro, M.R., Calderon, M., Briatore, A., Cadoppi, N., Tassara, R. et Litter, M.I. (2015). Epidemiology of chronic disease related to arsenic in Argentina: a systematic review. *Sci. Total Environ.*, 538: 802–816.

Baris, D., Waddell, R., Beane Freeman, L.E., Schwenn, M., Colt, J.S., Ayotte, J.D., Ward, M.H., Nuckols, J., Schned, A., Jackson, B., Clerkin, C., Rothman, N., Moore, L.E., Taylor, A., Robinson, G., Hosain, G.M., Armenti, K.R., McCoy, R., Samanic, C., Hoover, R.N., Fraumeni, J.F., Johnson, A., Karagas, M.R. et Silverman, D.T. (2016). Elevated bladder cancer in northern New England: the role of drinking water and arsenic. *J. Natl. Cancer Instit.*, 108(9): djw099.

Barnaby, R., Liefeld, A., Jackson, B.P., Hampton, T.H. et Stanton, B.A. (2017). Effectiveness of table top water pitcher filters to remove arsenic from drinking water. *Environ. Res.*, 158: 610–615.

Basu, A., Mahata, J., Roy, A.K., Sarkar, J.N., Poddar, G., Nandy, A.K., Sarkar, P.K., Dutta, P.K., Banerjee, A., Das, M., Ray, K., Roychaudhury, S., Natarajan, A.T., Nilsson, R. et Giri, A.K. (2002). Enhanced frequency of micronuclei in individuals exposed to arsenic through drinking water in West Bengal, India. *Mutat. Res.*, 516: 29–40. [cité dans U.S. EPA, 2010].

Bates, M.N., Smith, A.H. et Cantor, K.P. (1995). Case-control study of bladder cancer and arsenic in drinking water. *Am. J. Epidemiol.*, 141: 523–530.

Bates, M.N., Rey, O.A., Biggs, M.L., Hopenhayn, C., Moore, L.E., Kalman, D., Steinmaus, C. et Smith, A.H. (2004). Case-control study of bladder cancer and exposure to arsenic in Argentina. *Am. J. Epidemiol.*, 159(4): 381–389.

Beebe-Dimmer, J.L., Iyer, P.T., Nriagu, J.O., Keele, G.R., Mehta, S., Meliker, J.R., Lange, E.M., Schwartz, A.G., Zuhlke, K.A., Schottenfeld, D. et Cooney, K.A. (2012). Genetic variation in glutathione S-transferase omega-1, arsenic methyltransferase and methylene-tetrahydrofolate reductase, arsenic exposure and bladder cancer: a case-control study. *Environ. Health*, 11: 43.

Begum, M., Horowitz, J. et Hossain, M.I. (2012). Low-dose risk assessment for arsenic: a meta-analysis approach. *Asia-Pac. J. Public Health*, 27(2): NP20–NP35.

Bengyella, L., Kuddus, M., Mukherjee, P., Fonmboh, D.J. et Kaminski, J.E. (2022). Global impact of trace non-essential heavy metal contaminants in industrial cannabis bioeconomy. *Toxin Rev.* 41(4): 1215–1225.

Bernstam, L. et Nriagu, J. (2000). Molecular aspects of arsenic stress. *J. Toxicol. Environ. Health, Part B*, 3: 293–322.

Berry, P. et Schnitter, R. (2019). Health of Canadians in a changing climate: Advancing our knowledge for action. Gouvernement du Canada, Ottawa, ON.

Bertolero, F., Pozzi, G., Sabbioni, E. et Saffiotti, U. (1987). Cellular uptake and metabolic reduction of pentavalent to trivalent arsenic as determinants of cytotoxicity and morphological transformation. *Carcinog.*, 8: 803.

Beyene, M.T., Leibowitz, S.G., Dunn, C.J. et Bladon, K.D. (2023). To burn or not to burn: An empirical assessment of the impacts of wildfires and prescribed fires on trace element concentrations in western US streams. *Sci. Total Environ.*, 863: 160731.

Bissen, M. et Frimmel, F.H. (2003). Arsenic – A review. Part II: Oxidation of arsenic and its removal in water treatment. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 31(2): 97–107.

Blute, N., Giamar, D., Rhoades, J., Junior, J. et Mishra, A. (2023). Considerations and blending strategies for drinking water system integration with alternative water supplies. Water Research Foundation, Project no. 4953, Denver, CO.

Bommarito, P.A. et Fry, R.C. (2016). Developmental windows of susceptibility to inorganic arsenic: a survey of current toxicologic and epidemiologic data. *Toxicol. Res.*, 5(6): 1503–1511.

Borghese, M.M., Fisher, M., Ashley-Martin, J., Fraser, W.D., Trottier, H., Lanphear, B., Johnson, M., Helewa, M., Foster, W., Walker, M. et Arbuckle, T.E. (2023). Individual independent and joint associations of toxic metals and manganese on hypertensive disorders of pregnancy: Results from the MIREC Canadian Pregnancy Cohort. *Environ. Health Persp.* 131:4.

Brandhuber, P. et Amy, G. (1998). Alternative methods for membrane filtration of arsenic from drinking water. *Desalination*, 117(1-3): 1–10.

Brinkel, J., Khan, M.H. et Kraemer, A. (2009). A systematic review of arsenic exposure and its social and mental health effects with special reference to Bangladesh. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 6: 1609–1619.

British Columbia Ministry of Health (2019). Communication personnelle avec D. Fishwick.

Brodeur, M.E. et Barbeau, B. (2015). Performance of point-of-use and point-of-entry technologies for the removal of manganese in drinking water: Summary of the EDU-MANGO Epidemiological Study. Rapport préparé pour Santé Canada et disponible sur demande auprès de Santé Canada.

Buchet, J.P. et Lauwerys, R. (1985). Study of inorganic arsenic methylation by rat liver in vitro: relevance for the interpretation of observations in man. *Arch. Toxicol.*, 57: 125.

Bulka, C.M., Scannell, B.M., Lombard, M.A., Bartell, S.M., Jones, D.K., Bradley, P.M., Vieira, V.M., Silverman, D.T., Focazio, M., Toccalino, P.L., Daniel, J., Backer, L.C., Ayotte, J.D., Gribble, M.O. et Argos, M. (2022). Arsenic in private well water and birth outcomes in the United States. *Environ Int.*, (163): 1–27.

Bush, E. et Lemmen, D. S., édit. (2019). *Rapport sur le climat changeant du Canada*. Gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario).

Calderón, J., Navarro, M.E., Jimenez-Capdeville, M.E., Santos-Diaz, M.A., Golden, A., Rodriguez-Leyva, I., Borja-Aburto, V. et Díaz-Barriga, F. (2001). Exposure to arsenic and lead and neuropsychological development in Mexican children. *Environ. Res. Section A*, 85: 69–76.

Caldwell, K.L., Jones, R.L., Verdon, C.P., Jarrett, J.M., Caudill, S.P. et Osterloh, J.D. (2009). Levels of urinary total and speciated arsenic in the US population: National Health and Nutrition Examination Survey 2003–2004. *J. Expos. Sci. Environ. Epidemiol.*, 19: 59–68.

Campbell, R.C.J., Stephens, W.E. et Meharg, A.A. (2014). Consistency of arsenic speciation in global tobacco products with implications for health and regulation. *Tob. Induced Dis.* 12: 24.

CCME. (2003). Guide concernant l'application propre à un lieu des Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : procédures d'établissement d'objectifs numériques de qualité de l'eau. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).

CCME. (2004). De la source au robinet : guide d'application de l'approche à barrières multiples pour une eau potable saine. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).

CCME. (2007). Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).

Celik, I., Gallicchio, L., Boyd, K., Lam, T.K., Matanoski, G., Tao, X., Shiels, M., Hammond, E., Chen, L., Robinson, K.A., Caulfield, L.E., Herman, J.G., Guallar, E. et Alberg, A.J. (2008). Arsenic in drinking water and lung cancer: a systematic review. *Environ. Res.*, 108: 48–55.

Chang, Y.J., Reiber, S., Kwan, P., Norton, M., Galejiewski, T., Chowdhury, Z., Kommineni, S., Amy, G., Sinha, S., Benjamin, M. et Edwards, M. (2005). Demonstration of emerging technologies for arsenic removal—Volume 2: Pilot testing. AWWA RF, Denver, CO and U.S. EPA, Washington, DC.

Chen, H-W., Frey, M.M., Clifford, D., McNeill, L.S. et Edwards, M. (1999). Arsenic treatment considerations, the least-cost method of removing arsenic may not be the best method all around. *JAWWA*, 91(3): 74–85.

Chen, A.S.C., Fields, K.A., Sorg, T. J. et Wang, L. (2002). Field evaluation of As removal by conventional plants. *JAWWA*, 94(9): 64–77.

Chen, A.S.C., Condit, W.E., Wang, L. et Wang, A. (2006). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Brown City, MI. Final performance evaluation report. EPA/600/R-08/142. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, C.J., Wang, S.L., Chiou, J.M., Tseng, C.H., Chiou, H.Y., Hsueh, Y.M., Chen, S.Y., Wu, M.M. et Lai, M.S. (2007). Arsenic and diabetes and hypertension in human populations: a review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 222: 298–304.

Chen, A.S.C., Lewis, G.M., Wang, L. et Wang, A. (2008). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Queen Anne's County, Maryland. Final performance evaluation report. EPA/600/R-08/141. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Wang, L. et Condit, W.E. (2009a). Arsenic removal from drinking water by iron removal. U.S. EPA demonstration project at Vintage on the Ponds in Delavan, WI. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/066. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Lipps, J.P., McCall, S. et Wang, L. (2009b). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Richmond elementary school in Susanville, CA. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/067. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, C.L., Chiou, H.Y., Hsu, L.I., Hsueh, Y.M., Wu, M.M., Wang, Y.H. et Chen, C.J. (2010a). Arsenic in drinking water and risk of urinary tract cancer: a follow-up study from northeastern Taiwan. *Cancer Epidemiol. Biomark. Prev.*, 19(1): 101–110.

Chen, C.L., Chiou, H.Y., Hsu, L.I., Hsueh, Y.M., Wu, M.M. et Chen, C.J. (2010b). Ingested arsenic, characteristics of well water consumption and risk of different histological types of lung cancer in northeastern Taiwan. *Environ. Res.*, 110 (5): 455–462.

Chen, A.S.C., Lewis, G.M., Wang, L. et Wang, A. (2010c). Arsenic removal from drinking water by coagulation/filtration. U.S. EPA demonstration project at Town of Felton, DE. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/039. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Condit, W.E., Yates, B.J. et Wang, L. (2010d). Arsenic removal from drinking water by iron removal. U.S. EPA demonstration project at Sabin, MN. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/033. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Lewis, G.M. et Wang, L. (2010e). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Golden Hills Community Services District in Tehachapi, CA. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/011. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Stowe, R.J. et Wang, L. (2011a). Arsenic removal from drinking water by coagulation/filtration. U.S. EPA demonstration project at Conneaut Lake Park in Conneaut Lake, PA. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/073. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Paolucci, A.M., Yates, B.J., Wang, L. et Lal, V. (2011b). Arsenic removal from drinking water by coagulation/filtration. U.S. EPA demonstration project at Village of Waynesville, IL. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/071. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Lipps, J.P., Stowe, R.J., Yates, B.J., Lai, V. et Wang, L. (2011c). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at LEADS Head Start building in Buckeye Lake, OH. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/002. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, A.S.C., Lal, V. et Wang, L. (2011d). Arsenic removal from drinking water by point of entry/point of use adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Oregon Institute of Technology at Klamath Falls, OR. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/035. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Chen, Y., Graziano, J.H., Parvez, F., Liu, M., Slavkovich, V., Kalra, T., Argos, M., Islam, T., Ahmed, A., Rakibuz-Zaman, M., Hasan, R., Sarwar, G., Levy, D., van Geen, A., et Ahsan, H. (2011e). Arsenic exposure from drinking water and mortality from cardiovascular disease in Bangladesh: prospective cohort study. *BMJ*, 342, d2431.

Chen, Y., Wu, F., Liu, M., Parvez, F., Slavkovich, V., Eunus, M., Ahmed, A., Argos, M., Islam, T., Rakibuz-Zaman, M., Hasan, R., Sarwar, G., Levy, D., Graziano, J. et Ahsan, H. (2013). A prospective study of arsenic exposure, arsenic methylation capacity, and risk of cardiovascular disease in Bangladesh. *Environ. Health Perspect.*, 121(7): 832–838.

Chen, A.S.C., Sorg, T.J. et Wang, L. (2015). Regeneration of iron-based adsorptive media used for removing arsenic from groundwater. *Water Res.*, 77: 85–97.

Chen, A.S.C., Wang, L., Lytle, D.A. et Sorg, T.J. (2018). Arsenic/iron removal from groundwater with elevated ammonia and natural organic matter. *JAWWA*, 110(3): E2-E17.

Chen, Y., Wu, F., Liu, X., Parvez, F., Lolacono, N.J., Gibson, E.A., Kioumourtzoglou, M.A., Levy, D., Shahriar, H., Uddin, M.N., Islam, T., Lomax, A., Saxena, R., Sanchez, T., Santiago, D., Ellis, T., Ahsan, H., Wasserman, G.A. et Graziano, J.H. (2019). Early life and adolescent arsenic exposure from drinking water and blood pressure in adolescence. *Environ Res.* (178): 108681

Chen, A.S.C., Wang, L., Sorg, T.J. et Lytle, D.A. (2020). Removing arsenic and co-occurring contaminants from drinking water by full-scale ion exchange and point-of-use/point-of-entry reverse osmosis systems. *Water Res.*, 172: 115455.

Chiou, H.Y., Hsueh, Y.M., Liaw, K.F., Horng, S.F., Chiang, M.H., Pu, Y.S., Lin, J.S., Huang, C.H. et Chen, C.J. (1995). Incidence of internal cancers and ingested inorganic arsenic: a seven-year follow-up study in Taiwan. *Cancer Research* 55: 1296–1300.

Chowdhury, R., Ramond, A., O'Keeffe, L.M., Shahzad, S., Kunutsor, S.K., Muka, T., Gregson, J., Willeit, P., Warnakula, S., Khan, H., Chowdhury, S., Gobin, R., Franco, O.H. et Di Angelantonio, E. (2018). Environmental toxic metal contaminants and risk of cardiovascular disease: systematic review and meta-analysis. *BMJ*, 362: k3310.

Christian, J.W., Hopenhayn, C., Centeno, J.A. et Todorov, T. (2006). Distribution of urinary selenium and arsenic among pregnant women exposed to arsenic in drinking water. *Environ. Res.* 100(1):115–122.

Christoforidou, E.P., Riza, E., Kales, S.N., Hadjistavrou, K., Stoltidi, M., Kastania, A.N. et Linos, A. (2013). Bladder cancer and arsenic through drinking water: a systematic review of epidemiologic evidence. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 48: 1764–1775.

Chu, H.A. et Crawford-Brown, D.J. (2006). Inorganic arsenic in drinking water and bladder cancer: a meta-analysis for dose-response assessment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 3(4): 316–322.

Chung, J.S., Kalman, D.A., Moore, L.E., Kosnett, M.J., Arroyo, A.P., Beeris, M., Mazumder, D.N.G., Hernandez, A.L. et Smith, A.H. (2002). Family correlations of arsenic methylation patterns in children and parents exposed to high concentrations of arsenic in drinking water. *Environ. Health Perspect.*, 110: 729–733.

Chung, C.J., Pu, Y.S., Su, C.T., Chen, H.W., Huang, Y.K., Shiue, H.S. et Hsueh, Y.M. (2010). Polymorphisms in one-carbon metabolism pathway genes, urinary arsenic profile and urothelial carcinoma. *Cancer Cause Control*, 21: 1605–1613.

Chwirka, J., Colvin, C., Gomez, J.D. et Mueller, P.A. (2004). Arsenic removal from drinking water using the coagulation/microfiltration process. *JAWWA*, 96(3): 106.

CIPR (1975). Report of the Task Group on Reference Man. ICRP Publication 23, Commission internationale de protection radiologique, Pergamon Press, Oxford.

CIRC (2004). Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. International Agency for Research on Cancer, Lyon, France. 84:1–477.

CIRC (2012). Arsenic, Metals, Fibres and Dusts, Volume 100C. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Centre international de recherche sur le cancer, Lyon, France. Disponible à <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Arsenic-Metals-Fibres-And-Dusts-2012>

Clark, B., Masters, S. et Edward, M. (2014). Profile sampling to characterize particulate lead risks in potable water. *Environ. Sci. Technol.*, 48(12): 6836–6843.

Clement, B. et Carlson, G. (2004). Contaminant accumulation in the distribution system: Case histories [cité dans U.S. EPA, 2006].

Clifford, D., Ghurye, G. et Tripp, A. (1998). Arsenic removal by ion exchange with and without brine reuse. AWWA Inorganic Contaminants Workshop, San Antonio, TX, February 23-24,1998 [cité dans U.S. EPA, 2000].

Clifford, D., Sorg, T. et Ghurye, G. (2011). Ion exchange and adsorption of inorganic contaminants. Chapter 12 in: Edzwald, J.K. (ed.). Water quality and treatment: A handbook of community water supplies. 6th edition. American Water Works Association, Denver, Colorado. McGraw-Hill, New York, New York.

Cobbina, S.J., Chen, Y., Zhou, Z., Wu, X., Zhao, T., Zhang, Z., Feng, W., Wang, W., Li, Q., Wu, X. et Yang, L. (2015). Toxicity assessment due to sub-chronic exposure to individual and mixtures of four toxic heavy metals. *J. Hazard. Mater.*, 294: 109–120.

Cohen, S.M., Arnold, L.L., Eldan, M., Lewis, A.S. et Beck, B.D. (2006). Methylated arsenicals: the implications of metabolism and carcinogenicity studies in rodents to human risk assessment. *Crit. Rev. Toxicol.* 36(2): 99–133.

Cohen, S.M., Arnold, L.L., Beck, B.D., Lewis, A.S. et Eldan, M. (2013). Evaluation of the carcinogenicity of inorganic arsenic. *Crit. Rev. Toxicol.*, 43(9): 711–752.

Comité consultatif des statistiques canadiennes sur le cancer. (2021). Statistiques canadiennes sur le cancer 2021. Disponible à <https://cdn.cancer.ca/-/media/files/research/cancer-statistics/2021-statistics/2021-pdf-fr-final.pdf>

Concha, G., Nermell, B. et Vahter, M. (1998). Metabolism of inorganic arsenic in children with chronic high arsenic exposure in northern Argentina. *Environ. Health Perspect.* 106(6): 355–359.

Condit, W.E. et Chen, A.S.C. (2006). Arsenic removal from drinking water by iron removal. U.S. EPA demonstration project at Climax, MN. Final performance evaluation report. EPA/600/R-06/152. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Conolly, R.B., Gaylor, D.W. et Lutz, W.K. (2005). Population variability in biological adaptive responses to DNA damage and the shapes of carcinogen dose response curves. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 207: 570–575.

Coofare, C.T., Chen, A.S.C. et Wang, A. (2010). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Nambe Pueblo, New Mexico. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/164. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Copeland, R.C., Lytle, D.A. et Dionysious, D.D. (2007). Desorption of arsenic from drinking water distribution system solids. *Environ. Monit. Assess.*, 127(1–3): 523–535.

Cornwell, D.A. (2006). Water treatment residuals engineering. AWWA Research Foundation, Denver, CO.

Cortina, J.L. (2016). Latin American experiences in arsenic removal from drinking water and mining effluents. Chapter 14 in: Bryjak, M., Kabay, N., Rivas, B.L. et Bunschuh, J. (ed.). Innovative materials and methods for water treatment-separation of Cr and As. CRC-Taylor & Francis, London, UK.

Crogna, S., Casentini, B., Amalfitano, S., Fazi, S., Petruccioli, M. et Rossetti, S. (2019). Biological As(III) oxidation in biofilters by using native groundwater microorganisms. *Sci. Total Environ.*, 651: 93–102.

Crump, K.S., Hoel, D.G., Langley, C.H. et Peto, R. (1976) Fundamental carcinogenic processes and their implications for low-dose risk assessment. *Cancer Res.*, 36: 2973–2979

Cui, C.G. et Liu, Z.H. (1988) Chemical speciation and distribution of arsenic in water, suspended solids and sediment of Xiangjiang River, China. *Sci. Total Environ.*, 77: 69.

Cullen, W.R. (2014). Chemical mechanism of arsenic biomethylation. *Chem. Res. Toxicol.*, 27(4), 457–461. [cité dans Watanabe and Hirano, 2013].

Cumming, L.J., Wang, L. et Chen, A.S.C. (2009a). Arsenic and antimony removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at South Truckee Meadows general improvement district (STMGID), NV. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/016. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Cumming, L.J., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2009b). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Rollinsford, NH. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/017. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Darlington, R., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2010). Arsenic removal from drinking water by oxidation/filtration and adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Clinton Christian School in Goshen, IN. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/167. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Darlington, R., Chen, A.S.C., Condit, W.E. et Wang, L. (2011). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Woodstock Middle School in Woodstock, CT. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/059. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Dauphine, D.C., Smith, A.H., Yuan, Y., Balmes, J.R., Bates, M.N. et Steinmaus, C. (2013). Case-control study of arsenic in drinking water and lung cancer in California and Nevada. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 10: 3310–3324.

Deeks, J.J., Higgins, J.P.T. et Altman, D.G. (édit.) (2021). Chapitre 10: Analysing data and undertaking meta-analyses. In: Higgins JPT, Thomas J, Chandler J, Cumpston M, Li T, Page MJ, Welch VA (édit.). *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions version 6.2* (updated February 2021). Cochrane. Disponible à www.training.cochrane.org/handbook

Degnan, J.R., Levitt, J.P., Erickson, M.L., Jurgens, B.C., Lindsey, B.D. et Ayotte, J.D. (2020). Time scales of arsenic variability and the role of high-frequency monitoring at three water-supply wells in New Hampshire, USA. *Sci. Total Environ.*, 709: 135946.

Deshommes, E., Laroche, L., Nour, S., Cartier, C. et Prévost, M. (2010). Source and occurrence of particulate lead in tap water. *Water Res.*, 44(12): 3734–3744.

Développement durable Manitoba. (2019). Communication personnelle avec H. D. Coulibaly.

D'Ippoliti, D., Santelli, E., De Sario, M., Scorticini, M., Davoli, M. et Michelozzi, P. (2015). Arsenic in drinking water and mortality for cancer and chronic diseases in Central Italy, 1990–2010. *PLoS ONE*, 10(9): e0138182.

Dodd, M.C., Vu, N.D., Ammann, A., Le, V.C., Kissner, R., Pham, H.V., Cao, T.H., Berg, M. et Von Gunten, U. (2006). Kinetics and mechanistic aspects of As(III) oxidation by aqueous chlorine, chloramines, and ozone: Relevance to drinking water treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 40(10): 3285–3292.

Dodd, M., Richardson, G.M., Wilson, R., Rencz, A. et Friske, P. (2017). Elemental concentrations and in vitro bioaccessibility in Canadian background soils. *Environ. Geochem. Health*, 39(4): 759–777.

Driehaus, W., Jekel, M. et Hildebrandt, U. (1998). Granular ferric hydroxide – a new adsorbent for the removal of arsenic from natural water. *J Water SRT – Aqua* 47(1): 30–35.

EANEPN (2021). Résumé des principales conclusions de huit régions de l'Assemblée des Premières Nations 2008–2018. Étude sur l'alimentation, la nutrition et l'environnement chez les Premières Nations (EANEPN). Université d'Ottawa, Université de Montréal, Assemblée des Premières Nations.

ECCC (2020). Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme. Gouvernement du Canada. Environnement et Changement climatique Canada, Gatineau (Québec). Disponible à <https://donnees.az.ec.gc.ca/data/substances/monitor/national-long-term-water-quality-monitoring-data/?lang=fr>

Edwards, M. (1994). Chemistry of arsenic removal during coagulation and Fe-Mn oxidation. *JAWWA*, 86(9): 64–78.

Edwards, M., Patel, S., McNeill, L., Chen, H-Wen., Frey, M., Eaton, A.D., Antweiler, R.C. et Taylor, H.E. (1998). Considerations in As analysis and speciation. A modified field technique can quantify particulate As, soluble As(III) and soluble As(V) in drinking water. *JAWWA*, 90(3): 103–113.

EFSA (2009). Scientific Opinion on Arsenic in Food. European Food Safety Authority. *EFSA Journal*, 7(10): 1351.

EFSA (2021). Draft Scientific opinion on the update of the EFSA Scientific opinion on inorganic arsenic in food. European Food Safety Authority. Disponible à <https://open.efsa.europa.eu/consultations/a0c090000GNa1NAAT>

El-Masri, H.A. et Kenyon, E.M. (2008). Development of a human physiologically based pharmacokinetic (PBPK) model for inorganic arsenic and its mono- and di-methylated metabolites. *J. Pharmacokinet. Pharmacodyn.*, 35: 31–68.

El-Masri, H.A., Hong, T., Henning, C., Mendez Jr., W., Hudgens, E.E., Thomas, D.J. et Lee, J.S. (2018). Evaluation of a physiologically based pharmacokinetic (PBPK) model for inorganic arsenic exposure using data from two diverse human populations. *Environ. Health Perspect.*, 126: 077004.

Environnement Canada et Santé et Bien-être social Canada. (1993). L'arsenic et ses composés - LSIP1. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Environnement Canada et Santé Canada. ISBN : 0-662-98224-X 3 N° de cat. MAS En40-215/14F

EPI Suite (2017). EPI Suite Estimation Program v4.11. US Environmental Protection Agency. Disponible à <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suitetm-estimation-program-interface-v411>

Erban, L.E., Gorelick, S.M., Zebker, H.A. et Fendorf, S. (2013). Release of arsenic to deep groundwater in the Mekong delta, Vietnam, linked to pumping-induced land subsidence. *PNAS*, 110(34): 13751–13756.

Eriksen, M., Mackay, J. et Ross, H. (2012). The Tobacco Atlas. 4. Atlanta, Georgia, USA: American Cancer Society & American Lung Foundation.

Ersbølla, A.K., Monrad, M., Sørensen, M., Bastrup, R., Hansen, B., Bach, F.W., Tjønneland, A., Overvad, K. et Raaschou-Nielsen, O. (2018). Low-level exposure to arsenic in drinking water and incidence rate of stroke: A cohort study in Denmark. *Environ. Int.*, 120: 72–80.

Ettinger, AS, Arbuckle, TE, Fisher, M., Liang, C.L., Davis, K., Cirtiu, C-M., Bélanger, P., LeBlanc, A., Fraser, W.D. et MIREC Study Group. (2017). Arsenic levels among pregnant women and newborns in Canada: Results from the Maternal-Infant Research on Environmental Chemicals (MIREC) cohort. *Environ. Res.*, 153: 8–16.

Farzan, S.F., Chen, Y., Rees, J.R., Zens, M.S. et Karagas, M.R. (2015). Risk of death from cardiovascular disease associated with low-level arsenic exposure among long-term smokers in a US population-based study. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 287, 93–97.

Farzan, S.F., Eunus, H.M., Haque, S.E., Sarwar, G., Hasan, A.R., Wu, F., Islam, T., Ahmed, A., Shahriar, M., Jasmine, F., Kibriya, M.G., Parvez, F., Karagas, M.R., Chen, Y. et Ahsan, H. (2022). Arsenic exposure from drinking water and endothelial dysfunction in Bangladeshi adolescents. *Environ. Res.* (208): 8 pages. Disponible à <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/35007543/>

Faure, S., Noisel, N., Werry, K., Karthikeyan, S., Aylward, L.L. et St-Amand, A. (2020). Evaluation of human biomonitoring data in a health risk based context: An updated analysis of population level data from the Canadian Health Measures Survey. 2020. *Int. J. Hyg. Environ. Health*. 223(1): 267–280.

Feinglass, E.J. (1973) Arsenic intoxication from well water in the United States. *N. Engl. J. Med.*, 288: 828.

Feistel, U., Otter, P., Kunz, S., Grischek, T. et Feller, J. (2016). Field tests of a small pilot plant for the removal of arsenic in groundwater using coagulation and filtering. *J. Water Process Eng.*, 14: 77–85.

Fennell, J.S. et Stacy, W.K. (1981). Electrocardiographic changes in acute arsenic poisoning. *Ir. J. Med. Sci.*, 150: 338.

Ferreccio, C., González, C., Milosavlevic, V., Marshall, G., Sancha, A.M. et Smith, A.H. (2000). Lung cancer and arsenic concentrations in drinking water in Chile. *Epidemiology*, 11(6): 673–679.

Feseke, S.K., St-Laurent, J., Anassour-Sidi, E., Ayotte, P., Bouchard, M. et Levallois, P. (2015). Arsenic exposure and type 2 diabetes: results from the 2007-2009 Canadian health measures survey. *Health Promot. Chronic Dis. Prev. Can.*, 35(4): 63–72.

Fields, K., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2000a). Arsenic removal from drinking water by iron removal plants. EPA/600/R-00/086 National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.

Fields, K.A., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2000b). Arsenic removal from drinking water by coagulation/filtration and lime softening plants. EPA/600/R-00/063. Office of Research and Development, Washington, DC.

Figoli, A., Cassano, A., Criscuoli, A., Mozumder, M.S.I., Uddin, M.T., Islam, M.A. et Drioli, E. (2010). Influence of operating parameters on the arsenic removal by nanofiltration. *Water Res.*, 44(1): 97–104.

Floch, J. et Hideg, M. (2004). Application of ZW-1000 membranes for arsenic removal from water sources. *Desalination*, 162(1–3): 75–83.

FNFNES (2021). Summary of findings and recommendations for eight Assembly of First Nations regions 2008–2018, First Nations Food, Nutrition and Environment Study (FNFNES). University of Ottawa, Université de Montréal, Assembly of First Nations.

Focazio, M.J., Welch, A.H., Watkins, S.A., Helsel, D.R. et Horn, M.A. (2000) A Retrospective Analysis on the Occurrence of Arsenic in Ground-Water Resources of the United States and Limitations in Drinking-Water-Supply Characterizations. Reston, VA: US Geological Survey. Water Resources Investigations Report 99-4279.

Folesani, G., Galetti, M., Petronini, P.G., Mozzoni, P., La Monica, S., Cavallo, D. et Corradi, M. (2023). Interaction between occupational and non-occupational arsenic exposure and tobacco smoke on lung carcinogenesis: a systematic review. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 20: 4167.

Fowler, B.A., Chou, C.-H. S. J., Jones, R.L. et Chen, C.-J. (2007). Chapter 19 Arsenic. Handbook on the toxicology of metals. Nordberg, G.F., Fowler, B., Nordberg, M. et Friberg, L. (eds.) Third edition. Pg 367–406.

Fresquez, M.R., Pappas, R.S. et Watson, C.H. (2013). Establishment of toxic metal reference range in tobacco from US cigarettes. *J. Anal. Toxicol.* (37): 298–304.

Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L., Larsen, G., Young, A., Korshin, G.V. et Peng, C.Y. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water systems scales and sediments. The Water Research Foundation, Denver, CO.

Friedman, M.J., Hill, A., Booth, S., Hallett, M., McNeill, L., McLean, J., Stevens, D., Sorensen, D., Hammer, T., Kent, W., De Haan, M., MacArthur, K. et Mitchell, K. (2016). Metals accumulation and release within the distribution system: Evaluation and mitigation. The Water Research Foundation, Denver, CO.

Fuller, C.C., Davis, J.A., et Waychunas, G.A. (1993). Surface chemistry of ferrihydrite: Part 2. Kinetics of arsenate adsorption and coprecipitation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 57: 2271–2282.

Galarneau, E., Wang, D., Dabek-Zlotorzynska, E., Siu, M., Celo, V., Tardif, M., Harnish, D. et Jiang, Y. (2016). Air toxics in Canada measured by the National Air Pollution Surveillance (NAPS) program and their relation to ambient

air quality guidelines. Journal of the Air & Waste Management Association., 66(2): 184–200. Disponible à <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/10962247.2015.1096863?needAccess=true>

Gamboa-Loira, B., Cebrián, M.E., Franco-Marina, F. et López-Carrillo, L. (2017). Arsenic metabolism and cancer risk: a meta-analysis. Environ. Res., 156: 551–558.

Gao, J., Tong, L., Argos, M., Bryan, M.S., Ahmed, A., Rakibuz-Zaman, M., Kibriya, M.G., Jasmine, F., Slavkovich, V., Graziano, J.H., Ahsan, H. et Pierce, B.L. (2015). The genetic architecture of arsenic metabolism efficiency: a SNP-based heritability study of Bangladeshi adults. Environ. Health Perspect., 123(10): 985–992.

Gao, J., Liu, Q., Song, L. et Shi, B. (2019). Risk assessment of heavy metals in pipe scales and loose deposits formed in drinking water distribution systems. Sci. Total Environ., 652: 1387–1395.

Garbinski, L.D., Rosen, B.P. et Chen, J. (2019). Pathways of arsenic uptake and efflux. Environ. Int., 126: 585–597.

Gebel, T.W. (2001). Genotoxicity of arsenical compounds. Int. J. Hyg. Environ. Health, 203: 249–262.

Gentry, P.R., Covington, T.R., Mann, S., Shipp, A.M., Yager, J.W. et Clewell, H. (2004). Physiologically based pharmacokinetic modeling of arsenic in the mouse. J. Toxicol. Environ. Health A, 67: 43–71.

George, C.M., Smith, A.H., Kalman, D.A. et Steinmaus, C.M. (2006). Reverse osmosis filter use and high arsenic levels in private well water. Arch. Environ. Occup. Health, 61(4): 171–175.

Ghosh, P., Basu, A., Mahata, J., Basu, S., Sengupta, M., Das, J.K., Mukherjee, A., Sarkar, A.K., Mondal, L., Ray, K. et Giri, A.K. (2006). Cytogenetic damage and genetic variants in the individuals susceptible to arsenic-induced cancer through drinking water. Int. J. Cancer, 118: 2470–2478. [cité dans U.S. EPA, 2010.]

Ghurye, G. et Clifford, D. (2001). Laboratory study on the oxidation of arsenic(III) to arsenic(V). National Risk Management Research Laboratory, U.S. EPA, EPA/600/R-01/021, Cincinnati, OH.

Ghurye, G. et Clifford, D. (2004). As(III) oxidation using chemical and solid-phase oxidants. JAWWA, 96(1): 84–99.

Ghurye, G., Clifford, D. et Tripp, A. (2004). Iron coagulation and direct microfiltration to remove arsenic from groundwater. JAWWA, 96(4): 143–152.

Gilbert-Diamond, D., Li, Z., Perry, A.E., Spencer, S.K., Gandolfi, A.J. et Karagas, M.R. (2013). A population-based case-control study of urinary arsenic species and squamous cell carcinoma in New Hampshire, USA. Environ. Health Perspect., 121(10): 1154–1160.

Giles, D.E., Mohapatra, M., Issa, T.B., Anand, S. et Singh, P. (2011). Iron and aluminium based adsorption strategies for removing arsenic from water. J. Environ. Manage., 92(12): 3011–3022.

Gribble, M.O., Howard, B.V., Umans, J.G., Shara, N.M., Francesconi, K.A., Goessler, W., Crainiceanu, C.M., Silbergeld, E.K., Guallar, E. et Navas-Acien, A. (2012). Arsenic exposure, diabetes prevalence, and diabetes control in the strong heart study. Am. J. Epidemiol., 176(10): 865–874.

Guan, X., Dong, H., Ma, J. et Jiang, L. (2009a). Removal of arsenic from water: Effects of competing anions on As(III) removal in KMnO₄-Fe(II) process. Water Res., 43(15): 3891–3899.

Guan, X., Ma, J., Dong, H. et Jiang, L. (2009b). Removal of arsenic from water: Effect of calcium ions on As(III) removal in the KMnO₄-Fe(II) process. Water Res., 43(20): 5119–5128.

Guan, X., Du, J., Meng, X., Sun, Y., Sun, B. et Hu, Q. (2012). Application of titanium dioxide in arsenic removal from water: A review. J. Hazard. Mat. 215–216: 1–16.

Gude, J.C.J., Rietveld, L.C. et van Halem, D. (2016). Fate of low arsenic concentrations during full-scale aeration and rapid filtration. *Water Res.*, 88: 566–574.

Gude, J.C.J., Rietveld, L.C. et van Halem, D. (2018a). Biological As(III) oxidation in rapid sand filters. *J. Water Process Eng.*, 21: 107–115.

Gude, J.C.J., Rietveld, L.C. et van Halem, D. (2018b). As(III) removal in rapid filters: Effect of pH, Fe(II)/Fe(III), filtration velocity and media size. *Water Res.*, 147: 342–349.

Haas, C., Koch, L., Kelty, K., Lytle, D. et Triantafyllidou, S. (2013). Effectiveness of the preservation protocol within the Environmental Protection Agency (EPA) Method 200.8 for soluble and particulate lead recovery in drinking water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (EPA/600/R-13/222).

Hamadani, J.D., Tofail, F., Nermell, B., Gardner, R., Shiraji, S., Bottai, M., Arifeen, S.E., Huda, S.N. et Vahter, M. (2011). Critical windows of exposure for arsenic-associated impairment of cognitive function in pre-school girls and boys: a population-based cohort study. *Int. J. Epidemiol.*, 40: 1593–1604.

Han, B., Runnells, T., Zimbron, J. et Wickramasinghe, R. (2002). Arsenic removal from drinking water by flocculation and microfiltration. *Desalination*, 145(1–3): 293–298.

Han, B., Chen, R., Shi, B., Zhuang, Y. et Xu, W. (2018). Practical evaluation of inorganic contaminant presence in a drinking water distribution system after hydraulic disturbance. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 67(1): 12–21.

Hays, S.M., Aylward, L.L., Gagn , M., Nong, A. et Krishnan, K. (2010). Biomonitoring equivalents for inorganic arsenic. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 58(1): 1–9.

He, Y., Liu, J., Duan, Y., Yuan, X., Ma, L., Dhar, R. et Zheng, Y. (2023). A critical review of on-site inorganic arsenic screening methods. *J. Environ. Sci.*, 125: 453–469.

Heck, J.E., Andrew, A.S., Onega, T., Rigas, J.R., Jackson, B.P., Karagas, M.R. et Duell, E.J. (2009). Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. *Environ. Health Perspect.*, 117(11): 1718–1723.

Hei, T.K., Liu, S.X. et Waldren, C. (1998). Mutagenicity of arsenic in mammalian cells: role of reactive oxygen species. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 95(14): 8103–8107.

Hering, J.G., Katsoyiannis, I.A., Theoduloz, G.A., Berg, M. et Hug, S.J. (2017). Arsenic removal from drinking water: Experiences with technologies and constraints in practice. *J. Environ. Eng.*, 143(5): 03117002.

Hill, A., Friedman, M.J., Reiber, S.H., Korshin, G.V. et Valentine, R.L. (2010). Behavior of trace inorganic contaminants in drinking water distribution systems. *JAWWA*, 102(7): 107–118.

Hindmarsh, J.T. et McCurdy, R.F. (1986). Clinical and environmental aspects of arsenic toxicity. *Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.*, 23: 315.

Hoffman, G.L., Lytle, D.A., Sorg, T.J., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2006). Design Manual - Removal of arsenic from drinking water supplies by iron removal process. EPA/600/R-06/030. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH.

Hong, Y.-S., Song, K.-H. et Chung, J.-Y. (2014). Health Effects of Chronic Arsenic Exposure. *J. Prev. Med. Public Health*, 47: 245–252.

Hsia, T.H., Lo, S.L., Lin, C.F., et Lee, D.Y. (1994). Characterization of arsenate adsorption on hydrous iron oxide using chemical and physical methods. *Colloid Surface A*, 85: 1–7.

Hsueh, Y.M., Chiou, H.Y., Huang, Y.L., Wu, W.L., Huang, C.C., Yang, M.H., Lue, L.C., Chen, G.S. et Chen, C.J. (1997). Serum beta-carotene level, arsenic methylation capability and incidence of skin cancer. *Cancer Epidemiol. Biomark. Prev.*, 6: 589–596.

Hu, C., Liu, H., Chen, G. et Qu, J. (2012). Effect of aluminum speciation on arsenic removal during coagulation process. *Sep. Purif. Technol.*, 86: 35–40.

Huang, C.F., Chen, Y.W., Yang, C.Y., Tsai, K.S., Yang, R.S. et Liu, S.H. (2011). Arsenic and diabetes: current perspectives. *KJMS*, 27: 402–410.

Huang, R.N. et Lee, T.C. (1996). Cellular uptake of trivalent arsenite and pentavalent arsenate in KB cells cultured in phosphate-free medium. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 136(2): 243–249.

Huang, Y.K., Huang, Y.L., Hsueh, Y.M., Yang, M.H., Wu, M.M., Chen, S.Y., Hsu, L.I. et Chen, C.J. (2008). Arsenic exposure, urinary arsenic speciation, and the incidence of urothelial carcinoma: a twelve-year follow-up study. *Cancer Cause Control*, 19(8): 829–839.

Hutton, M. et Symon, C. (1986). The quantities of cadmium, lead, mercury and arsenic entering the U.K. environment from human activities. *Sci. Total Environ.*, 57: 129.

Irgolic, K.J. (1982) Speciation of arsenic compounds in water supplies. Report No. EPA-600/S1-82-010, U.S. Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

Islam, A.K. et Majumder, A.A. (2012). Hypertension in Bangladesh: a review. *Indian Heart J.*, 6403: 319–323.

Jacobson-Kram, D. et Montalbano, D. (1985). The Reproductive Effects Assessment Group's report on the mutagenicity of inorganic arsenic. *Environ. Mutagen.*, 7: 787.

James, K.A., Marshall, J.A., Hokanson, J.E., Meliker, J.R., Zerbe, G.O. et Byers, T.E. (2013). A case-cohort study examining lifetime exposure to inorganic arsenic in drinking water and diabetes mellitus. *Environ. Res.*, 123: 33–38.

James, K.A., Byers, T., Hokanson, J.E., Meliker, J.R., Zerbe, G.O. et Marshall, J.A. (2015). Association between lifetime exposure to inorganic arsenic in drinking water and coronary heart disease in Colorado residents. *Environ. Health Perspect.*, 123(2): 128–134.

Jarsjö, J., Andersson-Sköld, Y., Fröberg, M., Pietroń, J., Borgström, R., Löv, Å. et Kleja, D.B. (2020). Projecting impacts of climate change on metal mobilization at contaminated sites: Controls by the groundwater level. *Sci. Total Environ.*, 712: 135560.

Kageyama, Y., Ishibashi, K., Hayashi, T., Xia, G., Sasaki, S. et Kihara, K. (2001). Expression of aquaporins 7 and 8 in the developing rat testis. *Andrologia*, 33 (3): 165–169.

Kang, M., Kawasaki, M., Tamada, S., Kamei, T. et Magara, Y. (2000). Effect of pH on the removal of arsenic and antimony using reverse osmosis membranes. *Desalination*, 131: 293–298.

Kapaj, S., Peterson, H., Liber, K. et Bhattacharya, P. (2006). Human health effects from chronic arsenic poisoning—a review. *J. Environ. Sci. Health, Part A*, 41: 2399–2428.

Karagas, M.R., Gossai, A., Pierce, B. et Ahsan, H. (2015). Drinking water arsenic contamination, skin lesions and malignancies: a systematic review of the global evidence. *Curr. Environ. Health Rep.*, 2: 52–68.

Karagas, M.R., Stukel, T.A., Morris, J.S., Tosteson, T.D., Weiss, J.E., Spencer, S.K. et Greenberg, E.R. (2001). Skin cancer risk in relation to toenail arsenic concentrations in a US population-based case-control study. *Am. J. Epidemiol.*, 153(6): 559–565.

Karagas, M.R., Tosteson, T.D., Morris, J.S., Demidenko, E., Mott, L.A., Heaney, J. et Schned, A. (2004). Incidence of transitional cell carcinoma of the bladder and arsenic exposure in New Hampshire. *Cancer Cause Control*, 15(5): 465–472.

Katsoyiannis, I.A. et Zouboulis, A.I. (2004). Application of biological processes for the removal of arsenic from groundwaters. *Water Res.*, 38(1): 17–26.

Katsoyiannis, I.A., Zouboulis, A.I. et Jekel, M. (2004). Kinetics of bacterial As(III) oxidation and subsequent As(V) removal by sorption onto biogenic manganese oxides during groundwater treatment. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 43(2): 486–493.

Katsoyiannis, I.A. et Zouboulis, A.I. (2006). Use of iron- and manganese-oxidizing bacteria for the combined removal of iron, manganese and arsenic from contaminated groundwater. *Water Qual. Res. J. Can.*, 41(2): 117–129.

Katsoyiannis, I.A., Hug, S.J., Ammann, A., Zikoudi, A. et Hatzilontos, C. (2007). Arsenic speciation and uranium concentrations in drinking water supply wells in northern Greece: Correlations with redox indicative parameters and implications for groundwater treatment. *Sci. Total Environ.*, 383(1–3): 128–140.

Katsoyiannis, I.A., Zikoudi, A. et Hug, S.J. (2008). Arsenic removal from groundwaters containing iron, ammonium, manganese and phosphate: A case study from a treatment unit in northern Greece. *Desalination*, 224(1–3): 330–339.

Khan, F., Momtaz, S., Niaz, K., Hassan, F.I. et Abdollahi, M. (2017). Epigenetic mechanisms underlying the toxic effects associated with arsenic exposure and the development of diabetes. *Food Chem. Toxicol.*, 107: 406–417.

Kim, J., Benjamin, M.M., Kwan, P. et Chang, Y. (2003). A novel ion exchange process for As removal. *JAWWA* 95(3): 77–85.

Kim, E.J. et Herrera, J.E. (2010). Characteristics of lead corrosion scales formed during drinking water distribution and their potential influence on the release of lead and other contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 44(16): 6054–6061.

Kim, E.J., Herrera, J.E., Huggins, D., Braam, J. et Koshowski, S. (2011). Effect of pH on the concentrations of lead and trace contaminants in drinking water: A combined batch, pipe loop and sentinel home study. *Water Res.*, 45(9): 2763–2774.

Kim, N.H., Mason, C.C., Nelson, R.G., Afton, S.E., Essader, A.S., Medlin, J.E., Levine, K.E., Hoppin, J.A., Lin, C., Knowler, W.C. et Sandler, D.P. (2013). Arsenic exposure and incidence of type 2 diabetes in Southwestern American Indians. *Am. J. Epidemiol.*, 177(9): 962–969.

Kim, T.H., Seo, J.W., Hong, Y.S. et Song, K.H. (2017). Case-control study of chronic low-level exposure of inorganic arsenic species and non-melanoma skin cancer. *J. Dermatol.*, 44(12): 1374–1379.

Kitchin, K.T. et Wallace, K. (2008). Evidence against the nuclear in situ binding of arsenicals--oxidative stress theory of arsenic carcinogenesis. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 232(2): 252–257.

Klein, C.B., Leszczynska, J., Hickey, C. et Rossman, T.G. (2007). Further evidence against a non-genotoxic mode of action for arsenic-induced cancer. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 222(3): 289–297. [cité dans IARC, 2012.]

Kligerman, A.D., Doerr, C.L., Tennant, A.H., Harrington-Brock, K., Allen, J.W., Winkfield, E., Poorman-Allen, P., Kundu, B., Funasaka, K., Roop, B.C., Mass, M.J. et DeMarini, D.M. (2003). Methylated trivalent arsenicals as candidate ultimate genotoxic forms of arsenic: induction of chromosomal mutations but not gene mutations. *Environ. Mol. Mutagen.*, 42(3): 192–205.

Knobeloch, L.M., Zierold, K.M. et Anderson, H.A. (2006). Association of arsenic contaminated drinking-water with prevalence of skin cancer in Wisconsin's Fox River Valley. *J. Health Popul. Nutr.*, 24(2): 206–213. [cité dans Tsuji et al., 2019]

Knocke, W.R., Hoehn, R.C. et Sinsabaugh, R.L (1987). Using alternative oxidants to remove dissolved manganese from waters laden with organics. *JAWWA*, 79(3): 75.

Knocke, W.R., Van Benschoten, J.E., Kearney, M.J., Soborski, A.W. et Reckhow, D.A. (1991). Kinetics of manganese and iron oxidation by potassium permanganate and chlorine dioxide. *JAWWA*, 83(6): 80–87.

Knocke, W.R., Shorney, H.L. et Bellamy, J.D. (1994). Examining the reactions between soluble iron, DOC, and alternative oxidants during conventional treatment. *JAWWA*, 86(1): 117–127.

Korngold, E., Belayev, N. et Aronov, L. (2001). Removal of arsenic from drinking water by anion exchangers. *Desalination*, 141(1): 81–84.

Kuo, C.C., Moon, K., Thayer, K.A. et Navas-Acien, A. (2013). Environmental chemicals and type 2 diabetes: an updated systematic review of the epidemiologic evidence. *Curr. Diabetes Rep.*, 13(6): 831–849.

Kuo, C.C., Moon, K.A., Wang, S.L., Silbergeld, E. et Navas-Acien, A. (2017). The association of arsenic metabolism with cancer, cardiovascular disease and diabetes: a systematic review of the epidemiological evidence. *Environ. Health Perspect.*, 125(8): 087001.

Kurttio, P., Pukkala, E., Kahelin, H., Auvinen, A. et Pekkanen, J. (1999). Arsenic concentrations in well water and risk of bladder and kidney cancer in Finland. *Environ. Health Perspect.*, 107(9): 705–710.

Kwok, R.K. (2007). A review and rationale for studying the cardiovascular effects of drinking water arsenic in women of reproductive age. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 222: 344–350.

Lakshmanan, D., Clifford, D. et Samanta, G. (2008). Arsenic removal by coagulation with aluminum, iron, titanium, and zirconium. *JAWWA*, 100(2): 76–88.

Lamm, S.H., Luo, Z., Bo, F., Zhang, G., Zhang, Y., Wilson, R., Byrd, D.M., Lai, S., Li, F., Polkanov, M., Ying, T., Lian, L., Tucker, S.B. et the Inner Mongolia Cooperative Arsenic Project (IMCAP) (2007). An epidemiologic study of arsenic-related skin disorders and skin cancer and the consumption of arsenic-contaminated well waters in Huhhot, Inner Mongolia, China. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 13(4): 713–746.

Lamm, S.H., Ferdosi, H., Dissen, E.K., Li, J. et Ahn, J. (2015). A systematic review and meta-regression analysis of lung cancer risk and inorganic arsenic in drinking water. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12: 15498–15515.

Lee, T.-C., Oshimura, M. et Barrett, J.C. (1985). Comparison of arsenic-induced cell transformation, cytotoxicity, mutation and cytogenetic effects in Syrian hamster embryo cells in culture. *Carcinogenesis*, 6(10): 1421–1426. [cité dans IARC, 2004].

Lemmo, N.V., Faust, S.O., Belton, T. et Tucker, R. (1983). Assessment of the chemical and biological significance of arsenical compounds in a heavily contaminated watershed. Part 1. The fate and speciation of arsenical compounds in aquatic environments — A literature review. *J. Environ. Sci. Health*, A18: 335.

Leonardi, G., Vahter, M., Clemens, F., Goessler, W., Gurzau, E., Hemminki, K., Hough, R., Koppova, K., Kumar, R., Rudnai, P., Surdu, S. et Fletcher, T. (2012). Inorganic arsenic and basal cell carcinoma in areas of Hungary, Romania and Slovakia: a case-control study. *Environ. Health Perspect.*, 120(5): 721–726.

Leslie, E.M. (2011). Arsenic–glutathione conjugate transport by the human multidrug resistance proteins (MRPs/ABCCs). *J. Inorg. Biochem.*, 108: 141–149.

Lewis, D.R., Southwick, J.W., Ouellet-Hellstrom, R., Rench, J. et Calderon, R.L. (1999). Drinking water arsenic in Utah: A cohort mortality study. *Environ. Health Perspect.*, 107(5): 359–365.

Lewis, G.M., Wang, L. et Chen, A.S.C. (2007). Arsenic removal from drinking water by point-of-use (POU) reverse osmosis. U.S. EPA demonstration project at Sunset Ranch development in Homedale, ID. Final performance evaluation report. EPA/600/R-07/082. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Li, J., Packianathan, C., Rossman, T.G. et Rosen, B.P. (2017). Nonsynonymous polymorphisms in the human AS3MT arsenic methylation gene: implications for arsenic toxicity. *Chem. Res. Toxicol.* 30: 1481–1491. Disponible à <https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.chemrestox.7b00113>

Lindberg, A.L., Kumar, R., Goessler, W., Thirumaran, R., Gurzau, E., Koppova, K., Rudnai, P., Leonardi, G., Fletcher, T. et Vahter, M. (2007). Metabolism of low-dose inorganic arsenic in a central European population: influence of sex and genetic polymorphisms. *Environ. Health Perspect.*, 115(7): 1081–1086. [cité dans EFSA, 2009].

Lipps, J.P., Chen, A.S.C., McCall, S.E. et Wang, L. (2008). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Dummerston, VT. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/081. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Lipps, J.P., Chen, A.S.C., Wang, L., Wang, A. et McCall, S.E. (2010). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Spring Brook mobile home park in Wales, ME. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/012. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Litter, M.I., Morgada, M.E. et Bundschuh, J. (2010). Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environ. Pollut.*, 158(5): 1105–1118.

Litter, M.I., Ingallinella, A.M., Olmos, V., Savio, M., Difeo, G., Botto, L., Torres, E.M.F., Taylor, S., Frangie, S., Herkovits, J., Schalamuk, I., González, M.J., Berardozzi, E., García Einschlag, F.S., Bhattacharya, P. et Ahmad, A. (2019). Arsenic in Argentina: Technologies for arsenic removal from groundwater sources, investment costs and waste management practices. *Sci. Total Environ.*, 690: 778–789.

Liu, Z., Shen, J., Carbrey, J.M., Mukhopadhyay, R., Agre, P. et Rosen, B.R. (2002). Arsenite transport by mammalian aquaglyceroporins AQP7 and AQP9. *P. Natl. A. Sci.*, 99 (9): 6053–6058. Disponible à <https://www.pnas.org/doi/10.1073/pnas.092131899>

Liu, Z., Styblo, M. et Rosen, BP. (2006). Methylarsonous acid transport by aquaglyceroporins. *Environ. Health Persp.*, 114(4): 527–531.

Liu, G., Tao, Y., Zhang, Y., Lut, M., Knibbe, W.-J., van der Wielen, P., Liu, W., Medema, G. et van der Meer, W. (2017). Hotspots for selected metal elements and microbes accumulation and the corresponding water quality deterioration potential in an unchlorinated drinking water distribution system. *Water Res.*, 124: 435–445.

Liu, Q., Han, W., Han, B., Shu, M. et Shi, B. (2018). Assessment of heavy metals in loose deposits in drinking water distribution system. *Environ. Monit. Assess.*, 190(7): 388.

Lowry, J. (2009). Lakhurst Acres, ME: Compliance issues engineering problems and solutions. U.S. EPA Sixth annual drinking water workshop: Small drinking water system challenges and solutions. August 4–6. Cincinnati, Ohio.

Lowry, J. (2010). Corrosion control with air stripping. American Water Works Association. Inorganic contaminants workshop, Denver, Colorado.

Lovell, M.A. et Farmer, J.G. (1985). Arsenic speciation in urine from humans intoxicated by inorganic arsenic compounds. *Hum. Toxicol.*, 4: 203.

Lugon-Moulin, N., Martin, F., Krauss, M.R., Ramey, P.B. et Rossi, L. (2008). Arsenic concentration in tobacco leaves: a study on three commercially important tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) types. *Water Air Soil Pollut.*, (192): 315–319.

Luo, L., Li, Y., Gao, Y., Zhao, L., Feng, H., Wei, W., Qiu, C., He, Q., Zhang, Y., Fu, S. et Sun, D. (2018). Association between arsenic metabolism gene polymorphisms and arsenic-induced skin lesions in individuals exposed to high-dose inorganic arsenic in Northwest China. *Scientific Reports*, 8(1): 413.

Lutz, W.K., Gaylor, D.W., Conolly, R.B. et Lutz, R.W. (2005). Nonlinearity and thresholds in dose–response relationships for carcinogenicity due to sampling variation, logarithmic dose scaling, or small differences in individual susceptibility. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 207: 565–569.

Lynch, H.N., Zu, K., Kennedy, E.M., Lam, T., Liu, X., Pizzurro, D.M., Loftus, C.T. et Rhomberg, L.R. (2017). Quantitative assessment of lung and bladder cancer risk and oral exposure to inorganic arsenic: meta-regression analyses of epidemiological data. *Environ. Int.*, 106: 178–206.

Lytle, D.A., Sorg, T.J. et Frietch, C. (2004). Accumulation of arsenic in drinking water distribution systems. *Environ. Sci. Technol.*, 38: 5365–5372.

Lytle, D.A., Sorg, T.J. et Snoeyink, V.L. (2005). Optimizing arsenic removal during iron removal: Theoretical and practical considerations. *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 54(8): 545–560.

Lytle, D.A., Chen, A.S., Sorg, T.J., Phillips, S. et French, K. (2007). Microbial As(III) oxidation in water treatment plant filters. *JAWWA*, 99(12): 72–86.

Lytle, D.A., Sorg, T.J., Christy, M. et Lili, W. (2010). Particulate arsenic release in a drinking water distribution system. *JAWWA*, 102(3): 87–98.

Mann, S., Droz, P.O. et Vahter, M. (1996a). A physiologically based pharmacokinetic model for arsenic exposure. I. Development in hamsters and rabbits. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 137: 8–22.

Mann, S., Droz, P.O. et Vahter, M. (1996b). A physiologically based pharmacokinetic model for arsenic exposure. II. Validation and application in humans. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 140: 471–486.

Maull, E.A., Ahsan, H., Edwards, J., Longnecker, M.P., Navas-Acien, A., Pi, J., Silbergeld, E.K., Styblo, M., Tseng, C.H., Thayer, K.A. et Loomis, D. (2012). Evaluation of the association between arsenic and diabetes: a National Toxicology Program workshop review. *Environ. Health Perspect.*, 120(12): 1658–1670.

Mayer, J.E. et Goldman, R.H. (2016). Arsenic and skin cancer in the USA: the current evidence regarding arsenic-contaminated drinking water. *Int. J. Dermatol.*, 55: e585–e591.

McCall, S.E., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2008). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Bow, NH. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/006. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

McCall, S.E., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2009). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Goffstown, NH. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/015. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

McClintock, T.R., Chen, Y., Bundschuh, J., Oliver, J.T., Navoni, J., Olmos, V., Lepori, E.V., Ahsan, H. et Parvez, F. (2012). Arsenic exposure in Latin America: biomarkers, risk assessments and related health effects. *Sci. Total Environ.*, 429: 76–91.

McGuigan, C.F., Hamula, C.L.A., Huang, S., Gabos, S. et Le, X.C. (2010). A review on arsenic concentrations in Canadian drinking water. *Env. Rev.*, 18: 291–307.

McNeill, L.S. et Edwards, M. (1997). Arsenic removal during precipitative softening. *J. Environ. Eng.*, 123(5): 453–460.

McTigue, N.E. et Cornwell, D.A. (2009). Water treatment residuals management for small systems. Water Research Foundation, Denver, CO and U.S. EPA, Washington, D.C.

Meliker, J.R., Slotnick, M.J., Avruskin, G.A., Schottenfeld, D., Jacquez, G.M., Wilson, M.L., Goovaerts, P., Franzblau, A. et Nriagu, J.O. (2010). Lifetime exposure to arsenic in drinking water and bladder cancer: a population-based case-control study in Michigan, USA. *Cancer Cause Control*, 21(5): 745–757.

Mendez, M.A., González-Horta, C., Sánchez-Ramírez, B., Ballinas-Casarrubias, L., Cerón, R.H., Morales, D.V., Terrazas, F.A., Ishida, M.C., Gutiérrez-Torres, D.S., Saunders, R.J., Drobná, Z., Fry, R.C., Buse, J.B., Loomis, D., García-Vargas, G.G., Del Razo, L.M. et Stýblo, M. (2016). Chronic exposure to arsenic and markers of cardiometabolic risk: a cross-sectional study in Chihuahua, Mexico. *Environ. Health Perspect.*, 124(1): 104–111.

Mendez, W., Magnuson, K., Davis, J.A., Allen, B., Shao, K., Lee, J.S., Shams, D. et Gift, J. (2019). Fractional polynomial dose response analysis of arsenic associated health effects. *Toxicologist* 168: Abstract 1845.

Michaud, D.S., Wright, M.E., Cantor, K.P., Taylor, P.R., Virtamo, J. et Albanes, D. (2004). Arsenic concentrations in prediagnostic toenails and the risk of bladder cancer in a cohort study of male smokers. *Am. J. Epidemiol.*, 160(9): 853–859.

Ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon (2019). Communication personnelle avec P. Brooks

Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (2019). Communication personnelle avec K. Gould.

Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard (2019). Communication personnelle avec G. Somers.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2019). Communication personnelle avec P. Cantin.

Mink, P.J., Alexander, D.D., Barraj, L.M., Kelsh, M.A. et Tsuji, J.S. (2008). Low-level arsenic exposure in drinking water and bladder cancer: a review and meta-analysis. *Regul. Toxicol. Pharm.*, 52: 299–310.

Mohan, D. et Pittman Jr., C.U. (2007). Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents--A critical review. *J. Hazard. Mater.*, 142(1–2): 1–53.

Mohanty, D. (2017). Conventional as well as emerging arsenic removal technologies-a critical review. *Water Air Soil Pollut.*, 228(10): 381.

Möller, T., Bagchi, D. et Sylvester, P. (2011). Field pilot evaluations of iron oxide-based arsenic adsorption media. *JAWWA*, 103(1): 93–102.

Mondal, P., Bhowmick, S., Chatterjee, D., Figoli, A. et Van der Bruggen, B. (2013). Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe water supply: A critical assessment of technological solutions. *Chemosphere*, 92(2): 157–170.

Moon, K., Guallar, E. et Navas-Acien, A. (2012). Arsenic exposure and cardiovascular disease: an updated systematic review. *Curr. Atheroscler. Rep.*, 14: 542–555.

Moon, K.A., Guallar, E., Umans, J.G., Devereux, R.B., Best, L.G., Francesconi, K.A., Goessler, W., Pollak, J., Silbergeld, E.K., Howard, B.V. et Navas-Acien, A. (2013). Association between low to moderate arsenic exposure and incident cardiovascular disease. A prospective cohort study. *Ann. Intern. Med.*, 159(10): 649–659.

Moon, K.A., Oberoi, S., Barchowsky, A., Chen, Y., Guallar, E., Nachman, K.E., Rahman, M., Sohel, N., D'Ippoliti, D., Wade, T.J., James, K.A., Farzan, S.F., Karagas, M.R., Ahsan, H. et Navas-Acien, A. (2017). A dose-response meta-analysis of chronic arsenic exposure and incident cardiovascular disease. *Int. J. Epidemiol.*, 46(6): 1924–1939.

Moore, M.M., Harrington-Brock, K. et Doerr, C.L. (1997a). Relative genotoxic potency of arsenic and its methylated metabolites. *Mutat. Res.*, 386(3): 279–290.

Moore, L.E., Smith, A.H., Hopenhayn-Rich, C., Biggs, M.L., Kalman, D.A. et Smith, M.T. (1997b). Micronuclei in exfoliated bladder cells among individuals chronically exposed to arsenic in drinking water. *Cancer Epidemiol. Biomark. Prev.*, 6(1): 31–36. [cite dans U.S. EPA, 2010].

Moore, K.W., Huck, P.M. et Siverns, S. (2008). Arsenic removal using oxidative media and nanofiltration. *JAWWA*, 100(12): 74–83.

Moreira, V.R., Lebron, Y.A.R., Santos, L.V.D.S. et Amaral, M.C.S. (2021). Dead-end ultrafiltration as a cost-effective strategy for improving arsenic removal from high turbidity waters in conventional drinking water facilities. *Chem. Eng. J.*, 417: 128132.

Mostafa, M.G., McDonald, J.C. et Cherry, N.M. (2008). Lung cancer and exposure to arsenic in rural Bangladesh. *Occup. Environ. Med.*, 65: 765–768.

Mostafa, M.G. et Cherry, N. (2015). Arsenic in drinking water, transition cell cancer and chronic cystitis in rural Bangladesh. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12(11): 13739–13749.

Mukhopadhyay, R., Bhattacharjee, H. et Rosen, B.P. (2014). Aquaglyceroporins: Generalized metalloid channels. *Biochim. Biophys. Acta (BBA) - General Subjects*, 1840(5): 1583–1591.

Mure, K., Uddin, A.N., Lopez, L.C., Styblo, M. et Rossman, T.G. (2003). Arsenite induces delayed mutagenesis and transformation in human osteosarcoma cells at extremely low concentrations. *Environ. Mol. Mutagen.*, 41(5): 322–331.

Murphy, M.J., Lyon, L.W. et Taylor, J.W. (1981). Subacute arsenic neuropathy: clinical and electrophysiological observations. *J. Neurol. Neurosurg. Psychiatry*, 44: 89.

Murphy, S.F., Writer, J.H., McCleskey, R.B. et Martin, D.A. (2015). The role of precipitation type, intensity, and spatial distribution in source water quality after wildfire. *Environ. Res. Lett.* 10(8): 84007.

Murphy, S.F., McCleskey, R.B., Martin, D.A., Holloway, J.M. et Writer, J.H. (2020). Wildfire-driven changes in hydrology mobilize arsenic and metals from legacy mine waste. *Sci. Total Environ.*, 743: 140635.

Navas-Acien, A., Sharrett, A.R., Silbergeld, E.K., Schwartz, B.S., Nachman, K.E., Burke, T.A. et Guallar, E. (2005). Arsenic exposure and cardiovascular disease: a systematic review of the epidemiologic evidence. *Am. J. Epidemiol.*, 162(11): 1037–1049.

Navas-Acien, A., Silbergeld, E.K., Streeter, R.A., Clark, J.M., Burke, T.A. et Guallar, E. (2006). Arsenic exposure and type 2 diabetes: a systematic review of the experimental and epidemiological evidence. *Environ. Health Perspect.*, 114(5): 641–648.

Nesnow, S., Roop, B.C., Lambert, G., Kadiiska, M., Mason, R.P., Cullen, W.R. et Mass, M.J. (2002). DNA damage induced by methylated trivalent arsenicals is mediated by reactive oxygen species. *Chem. Res. Toxicol.*, 15: 1627–1634.

New Jersey Geological Survey (2007). Arsenic water treatment for residential wells in New Jersey. State of New Jersey, Department of Environmental Protection and New Jersey Geological Survey, Trenton, NJ. Disponible à https://www.nj.gov/dep/pwta/Arsenic_Treatment.pdf

Nguyen, C.M., Bang, S., Cho, J. et Kim, K.-W. (2009). Performance and mechanism of arsenic removal from water by a nanofiltration membrane. *Desalination*, 245(1–3): 82–94.

Nigra, A.E., Moon, K.A., Jones, M.R., Sanchez, T.R. et Navas-Acien, A. (2021). Urinary arsenic and heart disease mortality in NHANES 2003-2014. *Environ. Res.*, 200: 111387.

Ning, R.Y. (2002). Arsenic removal by reverse osmosis. *Desalination*, 143 (3): 237–241.

NJDEP (2022). New Jersey private well testing act primary and secondary drinking water standards. NJDEP-Division of Water Supply & Geoscience, Trenton, NJ. Disponible à <https://dep.nj.gov/wp-content/uploads/privatewells/pwta-mcl-table.pdf>

NLM (2022a). PubChem [Internet]. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information. PubChem Compound Summary for CID 5359596, Arsenic [cité le 21 février, 2022]. Disponible à <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Arsenic>

NLM (2022b). PubChem [Internet]. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information. PubChem Annotation Record for CALCIUM ARSENATE, Source: Hazardous Substances Data Bank (HSDB); [cité le 21 février, 2022]. Disponible à <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/source/hsdb/1433#section=Administrative-Information>

NLM (2022c). PubChem [Internet]. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information. PubChem Compound Summary for CID 24500, Disodium arsenate [cité le 21 février, 2022]. Disponible à <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Disodium-arsenate>

NLM (2022d). PubChem [Internet]. Bethesda (MD): National Library of Medicine (US), National Center for Biotechnology Information. PubChem Compound Summary for CID 443495, Sodium arsenite [cité le 21 février, 2022]. Disponible à <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Sodium-arsenite>

Nova Scotia Environment (2019). Communication personnelle avec A. Polegato.

NSF International (2019). Arsenic reduction under NSF/ANSI 53 and NSF/ANSI 58 – Summary of methods and NSF test data for certified POU devices. Rapport rédigé à contrat pour Santé Canada. NSF International, Ann Arbor, MI. Disponible sur demande.

NSF International (2023a). NSF/CAN Norme 61: Composants du système d'eau potable – Effets sur la santé. NSF International/Norme nationale du Canada. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2023b). NSF/ANSI Standard 53: Drinking water treatment units – health effects. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2023c). NSF/ANSI Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2023d). NSF/ANSI Standard 62: Drinking water distillation systems. NSF International/American National Standards Institute. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2024a). NSF/CAN Norme 60 : Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé. NSF International/Norme nationale du Canada. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NSF International (2024b). Communication personnelle avec K. Foster, Ann Arbor, Michigan.

O'Connor, R.J., Li, Q., Stephens, W.E., Hammond, D., Elton-Marshall, T., Cummings, K.M., Giovino, G.A. et Fong, G.T. (2010). Cigarettes sold in China: design, emissions and metals. *Tob. Control*, (19): 47–53.

Odell, L.H. (2010). Arsenic removal. Pp. 133–147 in: Treatment technologies for groundwater. American Water Works Association, Denver, CO.

OMS (2011). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Quatrième édition. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Disponible à <https://www.who.int/fr/publications/i/item/9789240045064>

OMS (2012). Planifier la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour l'approvisionnement en eau des petites communautés. Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse. Disponible à <https://www.who.int/fr/publications/i/item/9789241548427>

OMS (2017). Directives sur la qualité de l'eau de boisson : Quatrième édition intégrant le premier additif. Organisation mondiale de la Santé. Disponible à <https://www.who.int/fr/publications/i/item/9789241549950>

Programme de surveillance de l'eau potable de l'Ontario. (2022). Disponible à <https://data.ontario.ca/fr/dataset/drinking-water-surveillance-program>

Padilla, A.P. et Saitúa , H. (2010). Performance of simultaneous arsenic, fluoride and alkalinity (bicarbonate) rejection by pilot-scale nanofiltration. Desalination, 257(1–3): 16–21.

Pallier, V., Feuillade-Cathalifaud, G., Serpaud, B. et Bollinger, J.-C. (2010). Effect of organic matter on arsenic removal during coagulation/flocculation treatment. J. Colloid Interface Sci., 342(1): 26–32.

Palmer, M.J., Jamieson, H.E., Radková, A.B., Maitland, K., Oliver, J., Falck, H. et Richardson, M. (2021). Mineralogical, geospatial and statistical methods combined to estimate geochemical background of arsenic in soils for an area impacted by legacy mining pollution, Sci. Total Environ., 776: 14592. Disponible à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721009931?via%3Dihub>

Paracel Laboratories Ltd. (2019). Communication personnelle avec D. Robertson. Ottawa (Ontario).

Parsons, M.B., LeBlanc, K.W.G., Hall, G.E.M., Sangster, A.L., Vaive, J.E. et Pelchat, P. (2012). Environmental geochemistry of tailings, sediments and surface waters collected from 14 historical gold mining districts in Nova Scotia; Geological Survey of Canada, Open File 7150. Doi:10.4095/291923. Disponible à <https://osdp-psdo.canada.ca/dp/en/search/metadata/NRCAN-GEOSCAN-1-291923>

Paul, M.J., LeDuc, S.D., Lassiter, M.G., Moorhead, L.C., Noyes, P.D. et Leibowitz, S.G. (2022). Wildfire induces changes in receiving waters: A review with considerations for water quality management. Water Resour. Res., 58(9): 1–28.

Peng, C-Y. et Korshin, G.V. (2011). Speciation of trace inorganic contaminants in corrosion scales and deposits formed in drinking water distribution systems. Water Res., 45(17): 5553–5563.

Peng, C-Y., Hill, A.S., Friedman, M.J., Valentine, R.L., Larson, G.S., Romero, A.M.Y., Reiber, S.H. et Korshin, G.V. (2012). Occurrence of trace inorganic contaminants in drinking water distribution systems. JAWWA, 104(3): 53–54.

Pennino, M.J., Leibowitz, S.G., Compton, J.E., Beyene, M.T. et LeDuc, S.D. (2022). Wildfires can increase regulated nitrate, arsenic, and disinfection byproduct violations and concentrations in public drinking water supplies. Sci. Total Environ., 804: 149890.

Phung, D., Connell, D., Rutherford, S. et Chu, C. (2017). Cardiovascular risk from water arsenic exposure in Vietnam: application of systematic review and meta-regression analysis in chemical health risk assessment. Chemosphere, 177: 167–175.

Pierce, L.M. et Moore, B.C. (1980). Adsorption of arsenite on amorphous iron hydroxide from dilute aqueous solution. Environ. Sci. Technol., 14(2): 214–216.

Pierce, L.M. et Moore, B.C. (1982). Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide. *Water Res.*, 16: 1247–1253.

Pierce, B.L., Tong, L., Argos, M., Gao, J., Farzana, J., Roy, S., Paul-Brutus, R., Rahaman, R., Rakibuz-Zaman, M., Parvez, F., Ahmed, A., Quasem, I., Hore, S.K., Alam, S., Islam, T., Harjes, J., Sarwar, G., Slavkovich, V., Gamble, M.V., Chen, Y., Yunus, M., Rahman, M., Baron, J.A., Graziano, J.H. et Ahsan, H. (2013). Arsenic metabolism efficiency has a causal role in arsenic toxicity: Mendelian randomization and gene-environment interaction. *Int. J. Epidemiol.*, 42: 1862–1871.

Pierce, B.L., Tong, L., Dean, S., Argos, M., Jasmine, F., Rakibuz-Zaman, M., Sarwar, G., Islam, M.T., Shahriar, H., Islam, T., Rahman, M., Yunus, M., Lynch, V.J., Oglesbee, D., Graziano, J.H., Kibriya, M.G., Gamble, M.V. et Ahsan, H. (2019). A missense variant in FTCD is associated with arsenic metabolism and toxicity phenotypes in Bangladesh. *PLOS Genetics*, 15(3): e1007984.

Pimparkar, B.D. et Bhave, A. (2010). Arsenicosis: review of recent advances. *J. Assoc. Physicians India*, 58: 617–629.

PISC (2001). Arsenic and arsenic compounds. Second edition. Environmental Health Criteria 224. Programme international sur la sécurité chimique, Organisation mondiale de la Santé, Genève.

Pokhrel, D., Viraraghavan, T. et Braul, L. (2005). Evaluation of treatment systems for the removal of arsenic from groundwater. *Pract. Period. Hazard. Toxic Radioact. Waste Manage.*, 9(3): 152–157.

Pokhrel, D. et Viraraghavan, T. (2009). Biological filtration for removal of arsenic from drinking water. *J. Environ. Manage.*, 90(5): 1956–1961.

Pomroy, C., Charbonneau, S.M., McCullough, S., et Tam, G.K.H. (1980). Human retention studies with 74As. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 53: 550.

Pramanik, B.K., Pramanik, S.K. et Suja, F. (2016). Removal of arsenic and iron removal from drinking water using coagulation and biological treatment. *J. Water Health*, 14(1): 90–96.

Rasmussen, P.E., Levesque, C., Chénier, M., Gardner, H.D., Jones-Otazo, H. et Petrovic, S. (2013). Canadian House Dust Study: population-based concentrations, loads and loading rates of arsenic, cadmium, chromium, copper, nickel, lead, and zinc inside urban homes. *Sci. Total Environ.*, 433: 520–529.

Rasmussen, P.E., Levesque, C., Chénier, M. et Gardner, H.D. (2018). Contribution of metals in resuspended dust to indoor and personal inhalation exposures: Relationships between PM10 and settled dust. *Build. Environ.*, 143: 513–522.

Raven, K.P., Jain, A. et Loeppert, R.H. (1998). Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 344–349.

Reiber, S. et Dostal, G. (2000). Well water disinfection sparks surprises. *Opflow*, 26(3): 1–6.

Richards, L.A., Richards, B.S., Rossiter, H.M.A. et Schäfer, A.I. (2009). Impact of speciation on fluoride, arsenic and magnesium retention by nanofiltration/reverse osmosis in remote Australian communities. *Desalination*, 248(1–3): 177–183.

Richter, F., Kloster, S., Wodschow, K., Hansen, B., Schullehner, J., Kristiansen, S.M., Petersen, M.M., Strandberg-Larsen, K. et Ersbøll, A.K. (2022). Maternal exposure to arsenic in drinking water and risk of congenital heart disease in the offspring. *Environ. Int.*, 160: 107051.

Roberts, L.C., Hug, S.J., Ruettimann, T., Billah, M., Khan, A.W. et Rahman, M.T. (2004). Arsenic removal with iron(II) and iron(III) in waters with high silicate and phosphate concentrations. *Environ. Sci. Technol.*, 38(1): 307–315.

Rodrigues, E.G., Kile, M., Dobson, C., Amarasiwardena, C., Quamruzzaman, Q., Rahman, M., Golam, M. et Christiani, D.C. (2015). Maternal-infant biomarkers of prenatal exposure to arsenic and manganese. *J. Expo. Sci Environ Epidemiol*, 25(6), 639–648.

Rodriguez-Barranco, M., Lacasana, M., Aguilar-Garduno, C., Alguacil, J., Gil, F., Gonzalez-Alzaga, B. et Rojas-Garcia, A. (2013). Association of arsenic, cadmium and manganese exposure with neurodevelopment and behavioural disorders in children: a systematic review and meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, 454–455: 562–77.

Rossmann, T.G., Meyn, M.S. et Troll, W. (1977). Effects of arsenite on DNA repair in *Escherichia coli*. *Environ. Health Perspect.*, 19: 229–233.

Rossmann, T.G., Stone, D., Molina, M. et Troll, W. (1980). Absence of arsenite mutagenicity in *E. coli* and Chinese hamster cells. *Environ. Mutagen.*, 2(3): 371–379.

Roy, J.S., Chatterjee, D., Das, N. et Giri, A.K. (2018). Substantial evidences indicate that inorganic arsenic is a genotoxic carcinogen: a review. *Toxicol. Res.*, 34(4): 311–324.

RSC (2019). Evaluation of Inorganic Arsenic: Causality Analysis, Mode of Action and Determination of Dose-Response Approach Draft. Rapport rédigé à contrat pour Santé Canada. Risk Services Center, Université de Cincinnati. Disponible sur demande.

RSI (2022). Arsenic review and dose response modelling. Rapport rédigé à contrat pour Santé Canada. Risk Sciences International, Ottawa (Ontario). Disponible sur demande.

RSI (2023). Arsenic-induced lung cancer mode of action analysis: weight of evidence and guidance on toxicological threshold. Rapport rédigé à contrat pour Santé Canada. Risk Sciences International, Ottawa (Ontario). Disponible sur demande.

Rubel, F. (2003b). Design manual: Removal of arsenic from drinking water by ion exchange. EPA/600/R-03/080, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Saghazadeh, A. et Rezaei, N. (2017). Systematic review and meta-analysis links autism and toxic metals and highlights the impact of country development status: Higher blood and erythrocyte levels for mercury and lead and higher hair antimony, cadmium, lead and mercury. *Prog. Neuro-Psychopharmacol. Biol. Psychiatry*, 79: 340–368.

Saitúa, H., Campderrós, M., Cerutti, S. et Padilla, A.P. (2005). Effect of operating conditions in removal of arsenic from water by nanofiltration membrane. *Desalination*, 172(2): 173–180.

Saitúa, H., Gil, R. et Padilla, A.P. (2011). Experimental investigation on arsenic removal with a nanofiltration pilot plant from naturally contaminated groundwater. *Desalination*, 274(1–3): 1–6.

Salmeri, N., Villanacci, R., Ottolina, J., Bartiromo, L., Cavoretto, P., Dolci, C., Lembo, R., Schimberni, M., Valsecchi, L., Viganò, P. et Candiani, M. (2020). Maternal Arsenic Exposure and Gestational Diabetes: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Nutrients*, 12(10): 3094.

Sancha, A.M. (2006). Review of coagulation technology for removal of arsenic: Case of Chile. *J. Health Popul. Nutr.*, 24(3): 267–272.

Sánchez-Rodríguez, B.L., Castillo-Maldonado, I., Pedroza-Escobar, D., Delgadillo-Guzmán, D. et Soto-Jiménez, M.F. (2023). Association of obesity, diabetes, and hypertension with arsenic in drinking water in the Comarca Lagunera province (north-central Mexico). *Sci. Rep.*, 13: 9244.

Santé Canada (2006a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – l'arsenic. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-arsenic.html>

Santé Canada (2006b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Les trihalométhanes. Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2008a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le chlorite et le chlorate. Cat. : H128-1/08-549F, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2008b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – les acides haloacétiques. Cat. : H128-1/08-548F, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2011). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique : N-nitrosodiméthylamine (NDMA). Cat. : H128-1/11-662F, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2016). Surveillance of arsenic speciation in various food samples. Rapport inédit. Disponible sur demande.

Santé Canada (2017). Communication personnelle avec Anca-Maria Tugulea, Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale.

Santé Canada (2020a). Étude canadienne sur l'alimentation totale – micro éléments 1993-2018. Disponible à <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/83934503-cfae-4773-b258-e336896c2c53>

Santé Canada (2020b). Liste des contaminants et des autres substances adultérantes dans les aliments. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/aliments-nutrition/salubrite-aliments/contaminants-chimiques/contaminants-adulterantes-aliments.html>

Santé Canada (2021a). L'arsenic dans la population canadienne. Ottawa (Ontario). Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/ressources-biosurveillance-humaine/arsenic-population-canadienne.html>

Santé Canada (2021b). Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – aluminium. Cat. : H144-13/18-2021F-PDF, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2022a). Évaluation à l'appui de la gestion des risques liés à l'arsenic dans les aliments à base de riz destinés aux nourrissons et aux jeunes enfants. Disponible à <https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/3b62274a-b926-4eea-9bee-9bb3a5bb2377>

Santé Canada (2022b). Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada. Fiche de renseignements. Santé Canada, Ottawa (Ontario). Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/substances-chimiques/fiches-renseignements/facteurs-exposition-evaluations-risques-sante-humaine-canada.html>

Santé Canada (2022c). Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution. Cat. H144-96/2022F-PDF, Ottawa (Ontario).

Santé Canada (2023). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Fer. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario).

Saskatchewan Water Security Agency (2019). Communication personnelle avec S. Ferris.

Scanlan, L. (2003). Distribution system water quality changes: A challenge. Conférence annuelle 2003 de l'AWWA [cité dans U.S. EPA, 2006].

SCC (2020). Répertoire des organismes de certification accrédités de produits, de processus et de services. Conseil canadien des normes, Ottawa (Ontario). Disponible à <https://ccn-scc.ca/search/accredited-organizations>

Schlebusch, C.M., Lewis, Jr., C.M., Vahter, M., Engstrom, K., Tito, R.Y., Obregon-Tito, A.J., Huerta, D., Polo, S.I., Medina, A.C., Brutsaert, T.D., Concha, G., Jakobsson, M. et Broberg, K. (2013). Possible positive selection for an arsenic-protective haplotype in humans. *Environ. Health Perspect.*, 121(1): 53–58.

Schlebusch, C.M., Gattepaille, L.M., Engstrom, K., Vahter, M., Jakobsson, M. et Broberg, K. (2015). Human adaptation to arsenic-rich environments. *Mol. Biol. Evol.*, 32(6): 1544–1555.

Schmidt, S.-A., Gukelberger, E., Hermann, M., Fiedler, F., Großman, Hoinkis, J., Ghosh, A., Chatterjee, D. et Bundschuh, J. (2016). Pilot study on arsenic removal from groundwater using a small-scale reverse osmosis system – Towards sustainable drinking water production. *J. Hazard. Mater.*, 318: 671–678.

Schock, M.R. (2005). Distribution systems as reservoirs and reactors for inorganic contaminants. Chapitre 6 dans : MacPhee, M.J. (édit.). *Distribution system water quality challenges in the 21st century: A strategic guide..* AWWA Research Foundation, Denver, CO.

Schock, M.R., Hyland, R.N. et Welch, M.M. (2008). Occurrence of contaminant accumulation in lead pipe scales from domestic drinking-water distribution systems. *Environ. Sci. Technol.*, 42(12): 4285–4291.

Schock, M. et Lytle, D. (2011). Internal corrosion and deposition control. Chapitre 20 dans : J.K. Edzwald (édit.) *Water quality and treatment: a handbook on drinking water*, 6th edition. McGraw Hill and American Water Works Association, Denver, CO.

Services aux Autochtones Canada (2019). Communication personnelle avec X. Redhead.

Shapiro, G.D., Dodds, L., Arbuckle, T.E., Ashley-Martin, J., Fraser, W., Fisher, M., Taback, S., Keely, E., Bouchard, M.F., Monnier, P., Dallaire, R., Morisset, A.S. et Ettinger, A.S. (2015). Exposure to phthalates, bisphenol A and metals in pregnancy and the association with impaired glucose tolerance and gestational diabetes mellitus: The MIREC study. *Environ. Int.*, 83: 63–71.

Shiao, H.T., Chen, A.S.C., Wang, L. et Condit, W.E. (2009). Arsenic removal from drinking water by iron removal. U.S. EPA demonstration project at Big Sauk Lake mobile home park in Sauk Centre, MN. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/013. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Shiu, W.Y., Ma, K.C., MacKay, D., Seiber, J.N. et Wauchope, R.D. (1990). Solubilities of pesticide chemicals in water. Part II: Data compilation. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, 116: 15–187.

Sidhu, M.S., Desai, K.P., Lynch, H.N., Rhomberg, L.R., Beck, B.D. et Venditti, F.J. (2015). Mechanisms of action for arsenic in cardiovascular toxicity and implications for risk assessment. *Toxicology*, 331: 78–99.

Singh, T.S. et Pant, K.K. (2004). Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As(III) on activated alumina. *Sep. Purif. Technol.*, 36(2): 139–147.

Smeester, L. et Fry, R.C. (2018). Long-term health effects and underlying biological mechanisms of developmental exposure to arsenic. *Curr. Environ. Health Rep.*, 5: 134–144.

Smeets, P.W.M.H., Medema, G.J. et van Dijk, J.C. (2009). The Dutch secret: how to provide safe drinking water without chlorine in the Netherlands. *Drink. Water Eng. Sci.*, 2: 1–14.

Smith, A.H., Ercumen, A.Y., Yuan, Y.A. et Steinmaus, C.M. (2009). Increased lung cancer risks are similar whether arsenic is ingested or inhaled. *J. Exposure Sci. Environ. Epidemiol.*, 19(4): 343–348.

Smith, R., Knight, R. et Fendorf, S. (2018). Overpumping leads to California groundwater arsenic threat. *Nat. Commun.* 9: 2089.

Sohel, N., Persson, L.A., Rahman, M., Streatfield, P.K., Yunus, M., Ekstr m, E.C. et Vahter, M. (2009). Arsenic in drinking water and adult mortality: a population-based cohort study in rural Bangladesh. *Epidemiology*, 20(6): 824–830.

Sorg, T.J. (2002). Iron treatment for arsenic removal neglected. *Opflow*. 28(11): 15.

Sorg, T.J., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2014). Arsenic species in drinking water wells in the USA with high arsenic concentrations. *Water Res.*, 48: 156–169.

Sorg, T.J., Chen, A.S.C., Wang, L. et Kolisz, R. (2017a). Regenerating an arsenic removal iron-based adsorptive media system, part 1: The regeneration process. *JAWWA*, 109(5): 13–24.

Sorg, T.J., Kolisz, R., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2017b). Regenerating an arsenic removal iron-based adsorptive media system, part 2: Performance and cost. *JAWWA*, 109(5): E122–E128.

Sorg, T.J., Chen, A.S.C., Wang, L. et Lytle, D.A. (2021). Removing co-occurring contaminants of arsenic and vanadium with full-scale arsenic adsorptive media systems. *Ann. Laparosc. Endosc. Surg.*, 70(5): 665–673.

Sorlini, S. et Gialdini, F. (2010). Conventional oxidation treatments for the removal of arsenic with chlorine dioxide, hypochlorite, potassium permanganate and monochloramine. *Water Res.*, 44(19): 5653–5659.

Sorlini, S. et Gialdini, F. (2014). Study on arsenic removal in the drinking water treatment plant of Cremona (Italy). *J. Water Supply Res. Technol. Aqua*, 63(8): 625–629.

Sorlini, S., Gialdini, F. et Collivignarelli, M.C. (2014). Survey on full-scale drinking water treatment plants for arsenic removal in Italy. *Water Pract. Technol.*, 9(1): 42–51.

Steinmaus, C., Yuan, Y., Bates, M.N. et Smith, A.H. (2003). Case-control study of bladder cancer and drinking water arsenic in the Western United States. *Am. J. Epidemiol.*, 158(12): 1193–1201.

Steinmaus, C.M., Ferreccio, C., Romo, J.A., Yuan, Y., Cortes, S., Marshall, G., Moore, L.E., Balmes, J.R., Liaw, J., Golden, T. et Smith, A.H. (2013). Drinking water arsenic in Northern Chile: high cancer risks 40 years after exposure cessation. *Cancer Epidemiol. Biomarkers*, 22(4): 623–630.

Steinmaus, C., Ferreccio, C., Acevedo, J., Yuan, Y., Liaw, J., Dur n, V., Cuevas, S., Garc a, J., Meza, R., Vald s, R., Vald s, G., Ben tez, H., VanderLinde, V., Villagra, V., Cantor, K.P., Moore, L.E., Perez, S.G., Steinmaus, S. et Smith, A.H. (2014). Increased lung and bladder cancer incidence in adults after in utero and early-life arsenic exposure. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.*, 23(8): 1529–1538.

St-Jacques, N., Parker, L., Brown, P. et Dummer, T.J. (2014). Arsenic in drinking water and urinary tract cancers: a systematic review of 30 years of epidemiological evidence. *Environ. Health*, 13: 44.

Stowe, R.J., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2011a). Arsenic removal from drinking water by iron removal. U.S. EPA demonstration project at Northeastern Elementary School in Fountain City, IN. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/025. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Stowe, R.J., Chen, A.S.C. et Wang, L. (2011b). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Covered Wells in Tohono O'Odham Nation, AZ. Final performance evaluation Report. EPA/600/R-11/027. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Su, T., Guan, X., Gu, G. et Wang, J. (2008). Adsorption characteristics of As(V), Se(IV), and V(V) onto activated alumina: Effects of pH, surface loading, and ionic strength. *J. Colloid Interface Sci.*, 326(2): 347–353.

Sun, Y., Zhou, G., Xiong, X., Guan, X., Li, L. et Bao, H. (2013). Enhanced arsenite removal from water by Ti(SO₄)₂ coagulation. *Water Res.*, 47(13): 4340–4348.

Sun, H., Shi, B., Yang, F. et Wang, D. (2017). Effects of sulfate on heavy metal release from iron corrosion scales in drinking water distribution system. *Water Res.*, 114: 69–77.

Sung, T.C., Huang, J.W. et Guo, H.R. (2015). Association between arsenic exposure and diabetes: a meta-analysis. *Biomed Res. Int.*, 368087.

Tang, M., Lytle, D. et Botkins, J. (2021). Accumulation and release of arsenic from cast iron: Impact of initial arsenic and orthophosphate concentrations. *Water Res.* 194: 116942.

Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Udensi, U.K., Pacurari, M., Stevens, J.J., Patlolla, A.K., Noubissi, F. et Kumar, S. (2019). State of the science review of the health effects of inorganic arsenic: perspectives for future research. *Environ. Toxicol.*, 34: 188–202.

Thirunavukkarasu, O.S., Viraraghavan, T. et Subramanian, K.S. (2001). Removal of arsenic in drinking water by iron oxide-coated sand and ferrihydrite — Batch studies. *Water Qual. Res. J. Can.*, 36(1): 55–70.

Thirunavukkarasu, O.S., Viraraghavan, T. et Subramanian, K.S. (2003a). Arsenic removal from drinking water using iron oxide-coated sand. *Water Air Soil Pollut.*, 142(1–4): 95–111.

Thirunavukkarasu, O.S., Viraraghavan, T. et Subramanian, K.S. (2003b). Arsenic removal from drinking water using granular ferric hydroxide. *Water SA*, 29(2): 161–170.

Thirunavukkarasu, O.S., Phommavong, T., Jin, Y.C. et Ferris, S.A. (2014). Performance of reverse osmosis and manganese greensand plants in removing naturally occurring substances in drinking water. *Water Qual. Res. J. Can.*, 49(1): 72–81.

Thomas, D.J., Styblo, M. et Lin, S. (2001) The cellular metabolism and systemic toxicity of arsenic. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 176: 127–144.

Tolins, M., Ruchirawat, M. et Landrigan, P. (2014). The developmental neurotoxicity of arsenic: cognitive and behavioral consequences of early life exposure. *Ann. Glob. Health*, 80: 303–314.

Tomlinson, M.S., Bommarito, P., George, A., Yelton, S., Cable, P., Coyte, R., Karr, J., Vengosh, A., Gray, K.M. et Fry, R.C. (2019). Assessment of inorganic contamination of private wells and demonstration of effective filter-based reduction: A pilot-study in Stokes County, North Carolina. *Environ. Res.*, 177: 108618.

Tresintsi, S., Simeonidis, K., Zouboulis, A. et Mitrakas, M. (2013). Comparative study of As(V) removal by ferric coagulation and oxy-hydroxides adsorption: Laboratory and full-scale case studies. *Desalin. Water Treat.*, 51(13–15): 2872–2880.

Triantafyllidou, S., Parks, J. et Edwards, M. (2007). Lead particles in potable water. *JAWWA*, 99(6): 107–117.

Triantafyllidou, S., Nguyen, K., Zhang, Y. et Edwards, M. (2013). Lead (Pb) quantification in potable water samples: implications for regulatory compliance and assessment of human exposure. *Environ. Monit. Assess.*, 185: 1355–1365.

Triantafyllidou, S., Lytle, D., Chen, A.S.C., Wang, L., Muhlen, C. et Sorg, T.J. (2019). Patterns of arsenic release in drinking water distribution systems. *AWWA Water. Sci.*, 1(4): 10.

Tsai, S.Y., Chou, H.Y., The, H.W., Chen, C.M. et Chen, C.J. (2003). The effects of chronic arsenic exposure from drinking water on the neurobehavioral development in adolescence. *Neurotoxicology*, 24(4): 747–753.

Tseng, W.P., Chu, H.M., How, S.W., Fong, J.M., Lin, C.S. et Yeh, S. (1968). Prevalence of skin cancer in an endemic area of chronic arsenicism in Taiwan. *J. Natl. Cancer Inst.*, 40: 453–463.

Tseng, W.P. (1977). Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. *Environ. Health Perspect.*, 19: 109–119.

Tseng, C.H., Tai, T.Y., Chong, C.K., Tseng, C.P., Lai, M.S., Lin, B.J., Chiou, H.Y., Hsueh, Y.M., Hsu, K.H. et Chen, C.J. (2000). Long-term arsenic exposure and incidence of non-insulin-dependent diabetes mellitus: a cohort study in arseniasis-hyperendemic villages in Taiwan. *Environ. Health Perspect.*, 108(9): 847–851.

Tseng, C.H., Tseng, C.P., Chiou, H.Y., Hsueh, Y.M., Chong, C.K. et Chen, C.J. (2002). Epidemiologic evidence of diabetogenic effect of arsenic. *Toxicol. Lett.*, 133: 69–76.

Tsuji, J.S., Alexander, D.D., Perez, V. et Mink, P.J. (2014). Arsenic exposure and bladder cancer: quantitative assessment of studies in human populations to detect risks at low doses. *Toxicology*, 317: 17–30.

Tsuji, J.S., Garry, M.R., Perez, V. et Chang, E.T. (2015). Low-level arsenic exposure and developmental neurotoxicity in children: a systematic review and risk assessment. *Toxicology*, 337: 91–107.

Tsuji, J.S., Chang, E.T., Gentry, P.R., Clewell, H.J., Boffetta, P. et Cohen, S.M. (2019). Dose-response for assessing the cancer risk of inorganic arsenic in drinking water: the scientific basis for use of a threshold approach. *Crit. Rev. Toxicol.*, 1: 1–49.

Uddin, M.J. et Jeong, Y.-K. (2020). Review: Efficiently performing periodic elements with modern adsorption technologies for arsenic removal. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 27: 39888–39912.

Uddin, M.T., Mozumder, M.S.I., Islam, M.A., Deowan, S.A. et Hoinkis, J. (2007). Nanofiltration membrane process for the removal of arsenic from drinking water. *Chem. Eng. Technol.*, 30(9): 1248–1254.

Ungureanu, G., Santos, S., Boaventura, R. et Botelho, C. (2015). Arsenic and antimony in water and wastewater: Overview of removal techniques with special reference to latest advances in adsorption. *J. Environ. Manage.*, 151: 326–342.

U.S. EPA (1994a). Method 200.7 revision 4.4: Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1994b). Method 200.8 revision 5.4: Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma-mass spectrometry. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1994c). Method 200.9 revision 2.2: Determination of trace elements by stabilized temperature graphite furnace atomic absorption. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Office of Research and Development. EPA, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (2000). Technologies and costs for removal of arsenic from drinking water. Office of Ground Water and Drinking Water, Washington, DC. EPA 815-R-00-028.

U.S. EPA (2001). National Primary Drinking Water Regulations; Arsenic and Clarifications to Compliance and New Source Contaminants Monitoring. Federal Register. Disponible à <https://www.federalregister.gov/documents/2001/01/22/01-1668/national-primary-drinking-water-regulations-arsenic-and-clarifications-to-compliance-and-new-source>

U.S. EPA (2003a). Method 200.5, Revision 4.2, Determination of trace elements in drinking water by axially viewed inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati, OH, EPA/600/R-06/115.

U.S. EPA (2003b). Arsenic treatment technology evaluation handbook for small systems. EPA 816-R-03-014, Office of Water, Cincinnati, OH.

U.S. EPA (2005). Treatment technologies for arsenic removal. EPA/600/S-05/006. National Risk Management Research Laboratory Cincinnati, OH.

U.S. EPA (2006a). Point-of-use or point-of-entry treatment options for small drinking water systems. EPA 815-R-06-010. Office of Water. Cincinnati, OH.

U.S. EPA (2006b). Inorganic contaminant accumulation in potable water distribution systems. Office of Ground Water and Drinking Water, Washington, DC.

U.S. EPA (2010). Toxicological review of inorganic arsenic. In support of summary information on the integrated risk information system (IRIS). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Ébauche. EPA/635/R-10/001.

U.S. EPA (2012). Radionuclides in drinking water, compliance options: Treatment technology descriptions. Disponible à <http://cfpub.epa.gov/safewater/radionuclides/radionuclides.cfm>

U.S. EPA (2014). Draft developmental materials for the integrated risk information system (IRIS) toxicological review of inorganic arsenic. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Ébauche. EPA/630/R-14/101.

U.S. EPA (2023). Arsenic treatment technology demonstrations. Disponible à <https://www.epa.gov/water-research/arsenic-treatment-technology-demonstrations>.

U.S. NRC (National Research Council). (1999). Arsenic in drinking water. National Academy Press, Washington, DC. Disponible à <http://www.nap.edu/openbook/0309063337/html/R1.html>

U.S. NRC (National Research Council). (2001). National Research Council (US) Subcommittee to Update the 1999 Arsenic in Drinking Water Report. (2001). Arsenic in Drinking Water: 2001 Update. National Academy Press (US).

U.S. NRC (National Research Council). (2013). Critical aspects of EPA's IRIS assessment of inorganic arsenic: interim report. Washington, DC: The National Academies Press.

Vahter, M. (2000). Genetic polymorphisms in the biotransformation of inorganic arsenic and its role in toxicity. *Toxicol. Lett.* 112–113: 209–217.

Vahter, M. et Concha, G. (2001). Role of metabolism in arsenic toxicity. *Pharmacol. Toxicol.* 89: 1–5.

Valigore, J.M., Wang, L. et Chen, A.S.C. (2007). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Valley Vista, AZ. Final performance evaluation report. EPA/600/R-07/133. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Valigore, J.M., Condit, W.E. et Chen, A.S.C. (2008a). Arsenic removal from drinking water by coagulation/filtration. U.S. EPA demonstration project at Village of Pentwater, MI. Final performance evaluation report. EPA/600/R-07/050. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Valigore, J.M., Chen, A.S.C., Condit, W.E. et Wang, L. (2008b). Arsenic removal from drinking water by iron removal. U.S. EPA demonstration project at City of Sandusky, MI. Final performance evaluation report. EPA/600/R-08/007. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.

Van Genuchten, C.M. et Ahmad, A. (2020). Groundwater As removal by As(III), Fe(II), and Mn(II) co-oxidation: Contrasting As removal pathways with O₂, NaOCl, and KMnO₄. *Environ. Sci. Technol.*, 54(23): 15454–15464.

Velizarov, S., Crespo, J.G. et Reis, M.A. (2004). Removal of inorganic anions from drinking water supplies by membrane bio/processes. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 3(4): 361–380.

- Víctor-Ortega, M.D. et Ratnaweera, H.C. (2017). Double filtration as an effective system for removal of arsenate and arsenite from drinking water through reverse osmosis. *Process Saf. Environ. Prot.*, 111: 399–408.
- Wade, T.J., Xia, Y., Mumford, J., Wu, K., Le, X.C., Sams, E. et Sanders, W.E. (2015). Cardiovascular disease and arsenic exposure in Inner Mongolia, China: a case control study. *Environ. Health*, 14: 35.
- Wagner, S.L., Maliner, J.S., Morton, W.E. et Braman, R.S. (1979). Skin cancer and arsenical intoxication from well water. *Arch. Dermatol.*, 115: 1205.
- Walker, K., Seiler, R.L. et Meinert, M. (2008). Effectiveness of household reverse osmosis systems in a western U.S. Region with high arsenic in groundwater. *Sci. Total Environ.* 389(2–3): 245–252.
- Wang, L., Chen, A. et Fields, K. (2000). Arsenic removal from drinking water by ion exchange and activated alumina plants. U.S. EPA 600-R-00-088 National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, OH.
- Wang, L., Condit, W.E. et Chen, A.S.C. (2004) Technology selection and system design. U.S. EPA arsenic removal technology demonstration program round 1. EPA/600/R-05/001. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Wang, C.H., Hsiao, C.K., Chen, C.L., Hsu, L.I., Chiou, H.Y., Chen, S.Y., Hsueh, Y.M., Wu, M.M. et Chen, C.J. (2007). A review of the epidemiologic literature on the role of environmental arsenic exposure and cardiovascular diseases. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 222: 315–326.
- Wang, L., Valigore, J.M. et Chen, A.S.C. (2008). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Rimrock, AZ. Final performance evaluation report. EPA/600/R-08/008. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Wang, Y.H., Yeh, S.D., Shen, K.H., Shen, C.H., Juang, G.D., Hsu, L.I., Chiou, H.Y. et Chen, C.J. (2009). A significantly joint effect between arsenic and occupational exposures and risk genotypes/diplotypes of CYP2E1, GSTO1 and GSTO2 on risk of urothelial carcinoma. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 241: 111–118.
- Wang, L., Chen, A.S.C. et Lewis, G.M. (2010a). Arsenic and uranium removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA Demonstration project at Upper Bodfish in Lake Isabella, CA. Final performance evaluation report. EPA/600/R-10/165. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Wang, L., Chen, A.S.C. et Wang, A. (2010b). Arsenic removal from drinking water by ion exchange. U.S. EPA demonstration project at Fruitland, ID. Final performance evaluation report. Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-10/152. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Wang, L., Lewis, G.M. et Chen, A.S.C. (2011a). Arsenic and antimony removal from drinking water by point-of-entry reverse osmosis coupled with dual plumbing distribution. U.S. EPA Demonstration project at Carmel Elementary School in Carmel, ME. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/026. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Wang, L., Chen, A.S.C., Wang, A. et Condit, W.E. (2011b). Arsenic and nitrate removal from drinking water by ion exchange. U.S. EPA demonstration project at Vale, OR. Final performance evaluation report. EPA/600/R-11/040. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- Wang, W., Xie, Z., Lin, Y. et Zhang, D. (2014). Association of inorganic arsenic exposure with type 2 diabetes mellitus: a meta-analysis. *J. Epidemiol. Glob. Health*, 68: 176–184.
- Warner, M.L., Moore, L.E., Smith, M.T., Kalman, D.A., Fanning, E. et Smith, A.H. (1994). Increased micronuclei in exfoliated bladder cells of individuals who chronically ingest arsenic-contaminated water in Nevada. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.*, 3: 583–590. [cite dans U.S. EPA, 2010].

- Wasserman, G.A., Liu, X., Factor-Litvak, P., Gardner, J.M. et Graziano, J.H. (2008). Developmental impacts of heavy metals and undernutrition. *Basic Clin. Physiol. Pharmacol.*, 102: 212–217.
- Wasserman, G.A., Liu, X., Loiacono, N.J., Kline, J., Factor-Litvak, P., van Geen, A., Mey, J.L., Levy, D., Abramson, R., Schwartz, A. et Graziano, J.H. (2014). A cross-sectional study of well water arsenic and child IQ in Maine school children. *Environ. Health*, 13: 23.
- Wasserman, G.A., Liu, X., Parvez, F., Chen, Y., Factor-Litvak, P., LoIacono, N.J., Levy, D., Shahriar, H., Uddin, M.N., Islam, T., Lomax, A., Saxena, R., Gibson, E.A., Kioumourtzoglou, M.A., Balac, O., Sanchez, T., Kline, J.K., Santiago, D., Ellis, T., van Geen, A. et Graziano, J.H. (2018). A cross-sectional study of water arsenic exposure and intellectual function in adolescence in Araihazar, Bangladesh. *Environ. Int.*, 118: 304–313.
- Watanabe, T. et Hirano, S. (2013). Metabolism of arsenic and its toxicological relevance. *Arch. Toxicol.*, 87: 969–979.
- Waypa, J.J., Elimelech, M. et Hering, J.G. (1997). Arsenic removal by RO and NF membranes. *JAWWA*, 89(10): 102–114.
- Welch, A.H., Lico, M.S. et Hughes, J.L. (1988) Arsenic in ground water of the western United States. *Ground Water*, 26: 333.
- Wesbey, G. et Kunis, A. (1981) Arsenical neuropathy. *Ill. Med. J.*, 150: 396.
- Wickström, G. (1972) Arsenic in the ecosystem of man. *Work Environ. Health*, 9: 2.
- Wilkie, J.A. et Hering, J.G. (1996). Adsorption of arsenic onto hydrous ferric oxide: effects of adsorbate/adsorbent ratios and co-occurring solutes. *Colloid Surface A*, 107: 97–110.
- Williams, T.S., Chen, A.S.C., Wang, L. et Paolucci, A.M. (2009). Arsenic removal from drinking water by adsorptive media. U.S. EPA demonstration project at Wellman, TX. Final performance evaluation report. EPA/600/R-09/145. National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH.
- WQA (2019). Assessment of performance of POU systems for arsenic reduction. Contract report for Health Canada. The Water Quality Association, Lisle, IL. Available upon request.
- WQA (2024). Communication personnelle avec E. Yeggy, L. Illinois.
- Yang, Q., Flanagan, S.V., Chillrud, S., Ross, J., Zeng, W., Culbertson, C., Spayd, S., Backer, L., Smith, A.E. et Zheng, Y. (2020). Reduction in drinking water arsenic exposure and health risk through arsenic treatment among private well households in Maine and New Jersey, USA. *Sci. Total Environ.*, 738: 139683.
- Young, J.L., Cai, L. et States, J.C. (2018). Impact of prenatal arsenic exposure on chronic adult diseases. *Systems Biology in Reproductive Medicine*, 64(6), 469–483.
- Yu, D. (1999). A physiologically based pharmacokinetic model for inorganic arsenic. *Regul. Toxicol. Pharm.*, 29(2): 128–141.
- Yuan, T., Zhang, H., Chen, B., Zhang, H. et Tao, S. (2018). Association between lung cancer risk and inorganic arsenic concentration in drinking water: a dose-response meta-analysis. *Tox. Res.*, 7: 1257–1266.
- Zouboulis, A.I. et Katsoyiannis, I.A. (2002). Arsenic removal using iron oxide loaded alginate beads. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 41(24): 6149–6155.
- Zouboulis, A.I. et Katsoyiannis, I.A. (2005). Recent advances in the bioremediation of arsenic-contaminated groundwaters. *Environ. Int.*, 31(2): 213–219.

Zwolak, I. (2020). The role of selenium in arsenic and cadmium toxicity: an updated review of scientific literature. Biol. Trace Elem. Res. 193(1): 44–63. Disponible à <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/30877523/>

Annexe A : Liste des sigles et abréviations

AA	alumine activée
ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
ADN	acide désoxyribonucléique
ANSI	American National Standards Institute
AQ/CQ	assurance de la qualité/contrôle de la qualité
AQP	aquaglycéroporine
As	arsenic
As(III)	arsénite
As(V)	arséniate
AS3MT	arsénite méthyltransférase
BMD	dose à effet significatif
BMDL	limite inférieure de confiance de la dose à effet significatif
BV	volume du lit
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CCN	Conseil canadien des normes
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMA	concentration maximale acceptable
COT	carbone organique total
DG	diabète gestationnel
DGSPNI	Direction générale de la santé des Premières Nations et des Inuits
DMA	acide cacodylique
DMA(III)	acide diméthylarsénieux
DMA(V)	acide diméthylarsinique
DT2	diabète de type 2
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada

ECMS	Enquête canadienne sur les mesures de la santé
EFSA	Autorité européenne de sécurité des aliments
EMD	événement moléculaire déclencheur
ENEP	Enquête nationale sur l'eau potable
ET	écart-type
Fe(II)	oxyde de fer(II)
Fe(III)	oxyde de fer(III)
GFH	hydroxyde ferrique granulaire
GFO	oxyde ferrique granulaire
IC	intervalle de confiance
IMC	indice de masse corporelle
IR	indice de risque
LD	limite de détection
LDM	limite de détection de la méthode
LM	limite maximale
MC	maladie coronarienne
MCL	« maximum contaminant level »
MCV	maladie cardiovasculaire
MF	microfiltration
MIREC	Étude mère-enfant sur les composés chimiques de l'environnement
MMA	acide monométhylarsinique
MMA(III)	acide monométhylarsénieux
MMA(V)	acide monométhylarsonique
Mn(II)	oxyde de manganèse
MON	matière organique naturelle
MP	matière particulaire
MS	méthode standardisée

ND	non détectable
NF	nanofiltration
NSF	NSF International
OI	osmose inverse
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PBPK	(modèle) pharmacocinétique à base physiologique
PDD	point de départ
PDE	point d'entrée
PDU	point d'utilisation
PT	provinces et territoires
RC	rapport de cotes
RR	risque relatif
RSC	Risk Services Center
RSI	Risk Science International
SPD	sous-produit de désinfection
TCFV	temps de contact en fût vide
TWA	moyenne pondérée en fonction du temps
U.S. EPA	US Environmental Protection Agency
U.S. NRC	U.S. National Research Council
U.S.	États-Unis
VBS	valeur basée sur la santé
WQA	Water Quality Association

Annexe B : Répercussions prévues sur les provinces et les territoires

Les membres du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP) ont fourni des renseignements supplémentaires sur les répercussions prévues dans certains secteurs de compétence, qui sont présentés textuellement ci-dessous.

Veuillez noter que ces renseignements ne sont pas disponibles dans les deux langues officielles, car la source de l'information n'est pas assujettie à la Loi sur les langues officielles.

Énoncé d'impact général

Pour déterminer s'il convient de proposer d'abaisser la concentration maximale acceptable (CMA) de l'arsenic dans l'eau potable en la faisant passer de 10 µg/l à 5 µg/l, les membres du Comité sur l'eau potable (CEP) ont examiné attentivement les risques pour la santé liés à l'exposition à l'arsenic dans l'eau potable, la capacité de mesurer l'arsenic et de l'enlever des sources d'eau potable, ainsi que les impacts possibles dans leur secteur de compétence.

La CMA proposée pour l'arsenic dans l'eau potable est basée sur le cancer du poumon chez l'être humain. En raison des limites liées à la technologie de traitement disponible, la CMA actuelle et la CMA proposée sont fixées à une concentration supérieure à la concentration qui représente un risque « essentiellement négligeable ». Santé Canada a déterminé que l'abaissement de la CMA de 10 µg/l à 5 µg/l diminue également le risque estimé de cancer du poumon associé à l'arsenic dans l'eau potable. Il s'agit d'un objectif important pour la protection de la santé publique.

Cependant, tout en reconnaissant les effets importants de l'arsenic sur la santé, certains membres du Comité s'inquiètent des répercussions techniques et financières d'une réduction de la CMA dans les réseaux de distribution d'eau potable de leur secteur de compétence. Le respect de la recommandation proposée devrait entraîner des coûts d'infrastructure, de technologie et d'opération pour de nombreux réseaux d'eau. Les membres du Comité ont noté que, dans la plupart des cas, les sources d'eau touchées par l'arsenic se trouvent dans de petites collectivités, souvent éloignées. Par conséquent, la modification proposée à la recommandation aurait un impact disproportionné sur ces petites collectivités, tant sur le plan des coûts que des avantages de la mise en œuvre pour la santé.

Compte tenu de l'importance de l'impact sur la santé et des défis et coûts liés à la mise en œuvre, le CEP a décidé de solliciter les commentaires du public sur la proposition d'abaissement de la CMA. Il convient de noter que cette CMA proposée et le document technique peuvent être révisés à la lumière de l'évaluation des commentaires reçus.

Alberta

- Due to raw water monitoring information limitations, it is not possible to provide an exact quantitative assessment (in terms of numbers of systems impacted) of the impact of a change to the arsenic MAC from 0.010 mg/L to 0.005 mg/L in the province of Alberta.

- Based on available data we do know that a number systems will be impacted and not able to meet the new MAC with the current operation. These are predominantly small ground water systems, both small public municipal systems and public non-municipal systems, and private wells. Very roughly, the estimated percentage of systems impacted are
 - About 1.4 % of the 700 public municipal systems (possibly more) will be impacted
 - Possibly 8% of public non-municipal systems will be impacted (based on analysis of tested samples)
 - Possibly 20% of private ground water systems will be impacted (based on analysis of tested samples)
- The overall financial, social and health impacts of adopting the proposed MAC are difficult to quantify, however, it is reasonable to anticipate that for communities with elevated arsenic in drinking water, short term costs of treatment will be increased.
- For private wells, there would be some significant follow-up with private well owners.

Île-du-Prince-Édouard

Arsenic concentrations in Prince Edward Island groundwater are typically low and the proposed guidelines should have a relatively small impact for our municipal systems but could be of a more moderate impact to homeowners with private wells.

It is not expected that any of our municipal drinking water supply systems will need to take immediate action to meet the new health-based guideline. However, with this new limit, some municipalities may have individual wells that are at or slightly above this proposed MAC. From previous sampling it shows that 2 of 14 municipalities had previous well samples above the MAC. This should be mitigated without additional treatment through the blending of source water wells at each wellfield.

We would expect to see more impact on the private residential wells. The change would result in arsenic being the number one parameter that would exceed any MAC guidelines on PEI. We would see the exceedances increase from around 1% to 3.5% of all private water samples. The biggest impact to homeowners would be the cost to install treatment devices to meet the new health guidelines. The biggest burden would be on health authorities, water treatment suppliers and ultimately the end users.

Manitoba

The draft guideline document proposes a new maximum acceptable concentration (MAC) of 0.005 mg/L (5 µg/L) for arsenic in drinking water based on municipal and residential-scale treatment achievability and a new Health Based Value (HBV) of 0.0000014 mg/L (0.0014 µg/L) on incidence of internal cancers. This represents a significant change from the existing guideline, in which the MAC is 0.01 mg/L (10 µg/L), and the HBV is 0.0003 mg/L (0.3 µg/L). Specifically, the proposed new MAC is half the current limit (100% lower), whereas the new HBV is three-times (215%) lower. Manitoba has adopted the existing guideline as a regulatory standard, and as such, licensed water systems across the province are implementing treatment technologies to achieve a MAC of 0.01 mg/L for arsenic.

Based on a review of data from these licensed systems, if the arsenic MAC were reduced by half to 0.005 mg/L, as proposed, 180 water systems across Manitoba would exceed the new value (71 public water systems and 109 semi-public water systems), representing 14 percent of all water systems in the province. Those located in the Interlake-Eastern and Southern regions will be disproportionately negatively affected.

Necessary treatment upgrades to achieve the lower MAC would range from \$10K to \$1M per system, depending on system size, and are estimated to cost Manitoba water systems \$72M overall. Although impacted systems include large municipal systems, the majority of those affected are small water systems that are owned by sole proprietors, associations, and Hutterite colonies, who have no taxing mechanism and do not qualify for provincial and federal funding to assist in off-setting treatment upgrade costs. Further many affected systems are seasonally operated businesses (meaning they are closed for part of the year) and therefore cannot easily off-set costs onto customers. Moreover, even for systems operated by municipal governments that have traditionally been eligible for cost-shared infrastructure programs, the end of ICIP and the continued uncertainty around future federal infrastructure funding – and about the prioritization of water treatment infrastructure within any possible future program – poses a significant barrier to implementation of the proposed new MAC. As such, most water systems in Manitoba will not be able to afford the necessary upgrades to comply with the new MAC, which inhibits the effectiveness of the guideline in lowering health risks posed by exposure to arsenic in drinking water and creates enforcement challenges for the province (with subsequent provincial budgetary and workforce planning implications). Water systems that are successful in upgrading treatment technologies to the lower MAC are expected to incur higher operating costs on a go-forward basis (e.g., due to chemical and filtration media costs, salary for higher level certified operators, etc.).

Manitoba recognizes arsenic is a Group 1 carcinogen as defined by the International Agency for Research on Cancer (IARC), and as a result, achieving the lowest level of exposure is optimal for health. However, the data presented in the draft guideline does not provide strong evidence for a cancer risk reduction by lowering the MAC from 10 ug/L to 5 ug/L. The applicability/generalization of the case control studies in Bangladesh, Chile, and Northern Taiwan to the Canadian context are debatable, as they do not adequately address the relatively high arsenic exposure in those countries from other sources, such as arsenic containing pesticides used historically. The one study from California (ORs for highest 5-year average, 40-year lag: 0.84 (0.40 to 1.79), 1.39 (0.55 to 3.53) both included '1' and further, exposure assessments do not differentiate exposures below 10 ug/L but lump them together as one group. As such, it cannot be said with any degree of confidence that the excess lifetime risk extrapolations down to 5 ug/L are valid. In a resource limited setting, and where many water systems in Manitoba would need costly upgrades, cost effectiveness or cost benefit analyses would be helpful to evaluate a proposed MAC change like this. In the absence of this information, Manitoba will be challenged to address questions from water systems and others, justifying implementation and associated compliance costs.

Overall, the achievability of the proposed new MAC is limited due to excessive compliance costs (both up-front and ongoing operating costs for water systems), and the opportunity cost for addressing well-grounded health-based drinking water treatment guidelines and standards. Given

this and considering that the HBV is substantially lower than the proposed new MAC (indicating misalignment), this proposal is expected to spark public concern and calls for enhanced federal and provincial support for all water systems to be able to keep pace with evolving guidelines and technologies.

Nouveau-Brunswick

Impact to NB based on monitoring results:

- Arsenic is commonly found in groundwater in New Brunswick.
- Approximately 9% of public drinking water systems operated by local governments would have occasional exceedances of the proposed Health Canada MAC of 5 µg/L and may require treatment.
- Additionally, a number of Crown system would exceed the proposed Health Canada MAC and may require treatment.
- Approximately 40% of New Brunswickers receive drinking water from private wells. Private wells exceeding the proposed Health Canada MAC would increase from 6% to 13%. This would be equivalent to around 13 000 wells.

Nouvelle-Écosse

Health Canada is proposing to reduce the maximum acceptable concentration (MAC) for arsenic from 10 µg/L to 5 µg/L. Nova Scotia's drinking water program consists of both public (municipal and registered) and private supplies. It is estimated that 56% of the population are serviced by a municipal drinking water supply, 1% are serviced by a registered supply and 42% obtain their drinking water from private wells.

There are 84 municipal drinking water facilities in the province. For this analysis treated water data was available for 78 of these facilities. Of the 1262 sample results representing treated water, 11 samples exceeded 5 µg/L impacting five municipal facilities. However more recent data obtained for the years 2018-2021 showed all five facilities had treated water below 5 µg/L and thus municipal facilities are not expected to be impacted by the proposed reduction to the arsenic MAC.

There are 1600 registered drinking water facilities in the province. Treated water data was available for 645 of these facilities. Of the 1480 sample results representing treated water, 239 exceeded 5 µg/L impacting 100 registered facilities. Approximately 6% of our registered supplies may be impacted by the proposed reduction to the arsenic MAC.

There are approximately 200 000 private wells in the province. Although Nova Scotia Environment and Climate Change does not regulate private well water quality, the Department of Natural Resources and Renewables maintains a database of sample results representing raw groundwater chemistry. Raw water results for 2483 samples were included as part of this analysis with arsenic concentrations ranging from <0.1 to 2 300 µg/L. Approximately 20% of these samples exceeded the current arsenic MAC of 10 µg/L, corresponding to an estimated 40 000 un-serviced households. An additional 12% of sample results exceeded the proposed arsenic MAC of 5 µg/L corresponding to approximately 24 000 un-serviced households. It is important to note that this analysis is based on available raw water sample results, therefore, it is possible

that these households may already have treatment for arsenic and would not be impacted by the proposed reduction to the MAC,

Cost estimates for treatment were obtained for point of use reverse osmosis and point of entry anion exchange and adsorption technologies. Installed costs ranged from \$750 - \$5 000.

Assuming 100 registered drinking water facilities and 24 000 private wells may be impacted by the proposed reduction to the arsenic MAC, treatment costs may range from approximately 18 to 120 million. Cost estimates include equipment installation; however, costs associated with pre-treatment and equipment maintenance would be in addition to the capital investment.

Due to a lack of available data, this impact assessment could not factor in costs to human health and the healthcare system associated with the current arsenic MAC and the reduction to these health costs that may be expected by a lowering of the arsenic MAC. Although the proposed MAC will result in increased treatment capital and maintenance costs for homeowners and registered supply owners, arsenic is a known human carcinogen that has been linked to a range of cancer and non cancer health effects. Given this, Nova Scotia supports Health Canada's public consultation regarding a potential reduction to the arsenic MAC from 10 µg/L to 5 µg/L.

Nunavut

No arsenic problem in NU, so no impact.

Ontario

Ontario has a secondary process which requires formal adoption of Canadian Drinking Water Quality Guidelines (CDWQG) as Ontario Drinking Water Quality Standards under Ontario Regulation 169/03 which includes stakeholder consultation on the Environmental Registry of Ontario, and a change to regulations. Currently the Ontario Drinking Water Quality Standard for arsenic is 10 µg/L, which drinking water systems covered under Ontario's *Safe Drinking Water Act, 2002* are required to meet. There would be no immediate impacts resulting from an update of the arsenic CDWQG.

In Ontario, it is estimated that about 64 drinking water systems (3.5% of all systems reporting arsenic levels in treated water) would be impacted if the Ontario drinking water quality standard is reduced from 10 µg/L to 5 µg/L. Of these 64 drinking water systems, the majority are small systems, and upgrading costs for them will be significant related to treatment upgrades and/or development of new water sources.

Treatment technologies utilized in drinking water systems regulated in Ontario must be NSF certified. No certified treatment currently exists to meet 5 µg/L.

Québec

Au Québec, tous les réseaux de distribution d'eau potable qui desservent plus de 20 personnes doivent réaliser annuellement le contrôle de l'arsenic dans l'eau qu'ils distribuent en vertu du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP). De janvier 2018 à décembre 2023, 15 755 résultats d'analyses issus du contrôle réglementaire pour l'As effectués dans 2923 installations de distribution d'eau potable ont été transmis au ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques de la Faune et des Parcs (MELCCFP). De tous les résultats d'analyse transmis, 85% étaient inférieurs aux limites de détections rapportées. Celles-ci varient

entre 0,02 et 2 µg/L. Les 2430 résultats rapportant la détection d'arsenic provenaient de 582 installations de distribution d'eau potable distinctes, soit environ 20 % des réseaux ayant transmis des résultats.

Pour l'année 2023, 2594 résultats ont été transmis, dont 17,4% (424 résultats) présentaient des concentrations au-dessus des limites de détection rapportées, et ce pour 345 installations distinctes. Seulement 14 de ces installations ont rapporté des résultats supérieurs à 10 µg/L. La concentration maximale atteinte était de 128 µg/L, tandis que la médiane des résultats supérieurs à 10 µg/L était de 12,2 µg/L. L'ensemble de ces réseaux sont de petite taille (moins de 500 personnes) et la majorité (9/14) dessert une clientèle touristique, par définition transitoire.

À titre comparatif, 72 installations ont transmis des résultats dépassant 5 µg/L au cours de l'année 2023, ce qui représente 58 installations additionnelles. Ces installations sont principalement situées dans des régions dont l'environnement géologique est reconnu pour contribuer à la présence d'arsenic dans l'eau souterraine. Une proportion significative des puits privés de ces régions pourrait également contenir des concentrations d'arsenic supérieures à 5 µg/L.

Saskatchewan

The guideline document proposes a new Maximum Acceptable Concentration (MAC) of 5 µg/L for arsenic in drinking water, the existing guideline for Arsenic is 10 µg/L. Saskatchewan adopted the drinking water quality standard of 10 µg/L for arsenic in 2006 and communities in Saskatchewan are implementing appropriate treatment technologies to achieve less than 10 µg/L. The review of recent years data on arsenic levels in the distribution system showed that many communities in Saskatchewan are exceeding the proposed MAC of 5 µg/L; further, there are 23 communities that put up the treatment system to meet the existing arsenic standard are achieving arsenic levels between 5 and 10 µg/L in the treated water. Since 2006, Saskatchewan works with the communities that are affected by arsenic to get funding from both provincial/federal agencies for providing treatment to achieve the standard of 10 µg/L.

Preliminary cost estimate showed that the arsenic affected communities in Saskatchewan including those already achieved less than 10 µg/L may need approximately more than \$80 million to upgrade their system to achieve the proposed MAC of 5 µg/L for arsenic. The estimation of operational cost is not possible at this time, however, Saskatchewan expects that once new treatment systems are in place there may be an increased operational cost for these systems due to chemical cost, membrane replacement for Reverse Osmosis (RO) systems, salary for the higher level certified operators for the new systems etc. Also, not all the affected communities may be eligible or qualify for federal/provincial funding, some communities may have to put up their own cost to comply with the new MAC and that will increase their financial liability. Further, communities in Saskatchewan are adopting RO plants (best available treatment system for arsenic) and there is a significant quantity of backwash water from these plants; this backwash water is disposed or discharged in the facultative lagoons (wastewater treatment system) of the communities thereby affecting the lagoon treatment and capacity, the communities need to upgrade their lagoon and storage cell to meet the wastewater regulatory requirements. Hence, there is an indirect cost associated with upgrading the lagoon due to the installation of RO plants for arsenic treatment.

Also, the health benefits associated with the reduction to 5 µg/L from 10 µg/L is not clear in the guideline document. The new MAC of 5 µg/L will pose a significant compliance challenge for the arsenic affected communities (most of them are small) in Saskatchewan including those already have a treatment in place to achieve less than 10 µg/L. Saskatchewan has concerns regarding the achievability of the new MAC of 5 µg/L by the communities in Saskatchewan, the cost (capital, operational and indirect cost) of complying with the proposed MAC of 5 µg/L will be very high. Saskatchewan prefers to keep the existing arsenic drinking water quality standard of 10 µg/L in the province.

Terre-Neuve-et-Labrador

In Newfoundland and Labrador, drinking water system ownership may be public, semi-public, or private. Eighty-five percent of the population is serviced by a public drinking water system. The remaining 15% of the population have private drinking water supplies, including approximately 30,000 private drilled wells and an equivalent number of dug wells servicing individual homes and cottages throughout the province. There are over 1,000 water supplies servicing semi-public systems such as commercial, institutional, or recreational facilities.

Public Drinking Water Systems

The Province of Newfoundland and Labrador implemented the Multi-Barrier Strategic Action Plan (MBSAP) in 2001 to enhance drinking water safety in public drinking water systems. The provincial government is responsible for extensive drinking water quality monitoring for inorganic parameters, including arsenic, for these systems. Tap water quality monitoring, including arsenic, is conducted semi-annually, with the exception of quarterly monitoring for systems that service a population of 5,000 or greater.

Of the 295 surface water sources in the province 264 (89.5%) are protected under the *Water Resources Act*. Of the 175 groundwater sources in the province, 76 (43.4%) are protected under the *Water Resources Act*. This provides for an extensive source water protection program that reduces the risk of contamination for drinking water sources. Approximately, 27 public drinking water sources (all groundwater) will exceed the proposed maximum acceptable guideline of 0.005 mg/L. Fourteen of those sources exceed the current MAC of 0.01 mg/L. Eleven of the systems exceeding the current MAC have arsenic treatment systems and the remaining three have been issued Non-Consumption Advisories. Therefore, 13 public drinking water sources have been identified with arsenic concentrations above the proposed MAC of 0.005 mg/L but below the current MAC of 0.01 mg/L.

For public drinking water systems with arsenic treatment, increased maintenance will be required to maintain compliance with the proposed MAC, including increased frequency of filter media replacement. This will increase the annual operation and maintenance costs for these water systems.

Of the 27 public drinking water sources noted above, all but one service a population less than 100 people. These very small water systems have limited financial and technical capacity that contribute to the challenge of providing reliable water treatment.

Semi-public and Private Drinking Water Systems

In 2023, the Province of Newfoundland and Labrador released the Drinking Water Safety Action Plan (DWSAP) which expands the principles of the MBSAP to all types of drinking water systems, including semi-public and private systems.

Based on a drinking water quality monitoring program for Provincial Parks, three groundwater sources that service Provincial Parks will exceed the proposed maximum acceptable guideline of 0.005 mg/L. One of those sources exceed the current MAC of 0.01 mg/L and has been issued a Non-consumption Advisory.

In 2022, the Province of Newfoundland and Labrador launched a pilot initiative that offered free water chemistry test kits to private well owners throughout the province. The goal of this project was to lower health risks related to consuming groundwater with naturally occurring contaminants, including arsenic. Since the launch of the pilot program, approximately 5000 test kits have been distributed, and preliminary results indicate that 6.5% of samples will exceed the proposed MAC of 0.005 mg/L (4.1% exceed the current MAC of 0.01 mg/L).

Owners of private and semi-public systems are responsible for operation and maintenance of these systems, including provision of treatment.

In our opinion, lowering of MAC at this time will lead to non-compliance challenges for small systems. A detailed cost-benefit analysis might be helpful to promote the buy-in by owners and operators of water systems in case a decision is made to lower the MAC.

Territoires du Nord-Ouest

The Department of Health and Social Services establishes the regulatory requirement for drinking water in the Northwest Territories. The proposed change of Arsenic MAC to 5 µg/L will have minimal to no impact in NWT's water system.

Yukon

As discussed in the draft guideline for arsenic, Environmental Health Services is in the opinion the proposed new guideline would have serious implications.

The impacts of lowering the arsenic guideline by half - to 5 micrograms/L will push some of our water plants that are below the 10 microgram/L over the limit and the water plants treating for arsenic currently, will be considered insufficient. This would further complicate the current infrastructure in these water plants that were not designed to treat for arsenic.

Once the treatment trains in these existing water plants requires modifications it involves, permitting, consultants, P. engineers, funding. These are complicated obstacles to overcome in the north. In addition to the mentioned complexities, this will also alter the EOCP Classification of each water plant system affected by the value change. When the EOCP classification is reevaluated due to enhancements to the treatment train; it will increase the level of classification at the water plant.

Therefore, our current operators will not be qualified to operate the water plant under its new EOCP classification. As we struggle in this jurisdiction already to have qualified water operators

meet or exceed the current EOCP classification of their water plants, this will further add complications in the ability to operate a more complex water treatment plant. Lowering the arsenic values would have a great impact on our communities and our operators to supply drinking water and possibly placing some facilities in jeopardy of even being able to operate.

Services aux Autochtones du Canada (SAC)

Based on available water quality data for First Nations communities south of 60°, there are a considerable number of public or semi-public water systems that could be affected by lowering the maximum acceptable concentration (MAC) from 0.01 mg/L to the proposed MAC of 0.005 mg/L. The magnitude of this impact varies by province, with regions where arsenic is more prevalent in source water, such as British Columbia, Saskatchewan and Manitoba, facing a greater potential impact. Conversely, the impact on drinking water systems in First Nations communities in other provinces, such as Ontario and Quebec, is expected to be minimal.

After analyzing the most recent available data in light of the proposed MAC, it is estimated that the number of ISC-funded public and semi-public drinking water systems in First Nations communities not meeting the new guideline would increase. Exceedances to the new proposed MAC are anticipated to impact a minimum of 26 First Nations communities across the country.

Quantifying the impacts on systems with fewer than five connections or individual (private) wells is challenging. Nevertheless, available data suggests that the potential impact to these systems would likely be substantial in British Columbia, Alberta, Saskatchewan, Manitoba and Atlantic regions.

Capital investments and/or operational adjustments will likely be needed for many systems to be able to meet the proposed MAC. This would include the construction of new drinking water treatment plants, upgrades to existing plants, as well as the installation of new treatment systems for individual wells. In addition, many First Nations communities are located in remote areas with small populations which presents unique challenges related to operating advanced drinking water treatment processes that may be needed to achieve the proposed MAC. ISC will support First Nations to meet the final proposed guideline, as required, and will continue to support operator training and capacity building programs.

Workload and costs for drinking water monitoring conducted by Environmental Public Health Officers (EPHOs) is not expected to increase significantly as a result of Health Canada's recommendation to conduct compliance sampling annually, at a minimum. The frequency of routine sampling conducted by EPHOs for chemical parameters in First Nations public water systems is to be once per year, at a minimum, as defined in the First Nation and Inuit Health Branch (FNIHB) Drinking Water Program Manual (1st Edition). For heavy metals such as arsenic, the manual indicates that in addition to water entering the distribution system, additional samples may need to be taken from points within the distribution system as determined by the EPHO.

Annexe C : Données sur la qualité de l'eau au Canada

Tableau C-1. Concentrations totales d'arsenic dans certains bassins fluviaux du Canada, tirées des données de surveillance à long terme d'Environnement et Changement climatique Canada (2000 à 2015)

Région	Bassin fluvial	Nombre d'échantillons	Nombre de détections ^a	Médiane (µg/L)	Moyenne (µg/L)	90e centile (µg/L)	Maximum (µg/L)
Est	Littoral – Maritimes	2 146	2 101	0,4	0,5034	0,96	6,95
	Terre-Neuve-et-Labrador	4 775	4 624	0,14	0,2093	0,4	9,82
	Côte-Nord – Gaspé	61	57	0,05	0,0508	0,06	0,28
	Saint John – St. Croix	158	156	0,1625	0,1882	0,3155	0,4
Centre	Winnipeg	118	118	0,91	0,9497	1,163	3,19
Prairies	Assiniboine-Rouge	1 167	1 166	4,94	5,3617	8,536	33,4
	Churchill	408	405	0,89	0,8942	1,39	2,93
	Bas Saskatchewan – Nelson	541	541	1,4	1,5723	2,77	6,6
	Missouri	147	147	1,26	1,5386	2,346	9,52
	Saskatchewan Nord	631	630	0,47	1,2500	3,708	10,1
	Saskatchewan Sud	979	978	0,34	0,6785	1,36	21,8
Pacific	Columbia	5 016	4 956	0,24	0,3543	0,8	19,4
	Fraser	4 351	4 348	0,45	0,5499	1,14	6,54
	Okanagan – Similkameen	1 293	1 293	0,58	0,8959	1,5	14,9
	Côte du Pacifique	3 253	3 251	0,43	0,6699	1,2	36,9
	Peace – Athabasca	901	891	0,46	0,9302	2,188	26,7
Arctique	Côte arctique	1 109	1 098	0,38	0,9205	2,14	26,7
	Keewatin-partie méridionale de l'île de Baffin	67	67	0,1	0,0955	0,14	0,2
	Bas Mackenzie	1 453	1 453	0,48	1,0039	2,25	35,2
	Yukon	857	856	0,48	0,8426	1,86	14,5

Source : ECCC, 2020

^a Limite de détection de la méthode = 0,005 à 0,205 µg/L.

Tableau C-2. Concentrations d'arsenic total dans les études de surveillance de l'eau souterraine dans certaines provinces du Canada

Secteur de compétence (LDM en µg/L)	Années	Nombre de détections/échantillons	Médiane (µg/L)	Moyenne (µg/L)	90e centile (µg/L)
Colombie-Britannique ¹ (0,01 à 2,5)	2005 à 2018	470/533	0,50	4,33	5,29
Manitoba ² (0,1 à 2)	1990 à 2018	834/834	1,72	7,70	24,25
Nouvelle-Écosse ³ (1)	Aquifères de la roche de fond	1975 à 2018 2 483/2 483	2,5	24,3	40
	Aquifères libres		516/517	1	3,5
Québec ⁴ (1 à 2)	1971 à 2014	500/1 386	1,00	206	5,9

LDM : limite de détection.

¹ British Columbia Ministry of Health (2019)

² Service de l'eau potable du Manitoba (2019)

³ Nova Scotia Environment (2019)

⁴ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2019)

Annexe D : Études primaires évaluées dans le cadre de l'évaluation des risques

Tableau D-1. Études primaires sur le cancer de la vessie et du poumon prises en compte dans le recensement des études clés pour l'évaluation quantitative des risques

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de dose de référence est-elle < 10 µg/L?; plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible (pas le groupe témoin)	Taille de l'échantillon	Qualité de l'étude ^a
Cancer de la vessie						
Baris et coll. (2016)	Cas-témoins Nord-Est des États-Unis	Concentration d'As pondérée en fonction du temps	6	Oui ($\leq 0,4 \mu\text{g}/\text{L}$ $> 0,4$ à $0,7 \mu\text{g}/\text{L}$)	1 079 cases et 1 287 témoins	Haute qualité, mais échec pour la conception de l'étude et l'exactitude du dosage
Bates et coll. (1995)	Cas-témoins États-Unis (Utah)	Dose cumulative	4	Oui (?) ^c (exposition cumulative < 19 000 µg [$< 33\ 000 \mu\text{g}/\text{L}\cdot\text{ans}$] de 19 000 à $< 33\ 000 \mu\text{g}$ [de 33 000 à $< 53\ 000 \mu\text{g}/\text{L}\cdot\text{ans}$ (sic)])	71 cas et 160 témoins	Faible qualité
Bates et coll. (2004)	Cas-témoins Argentine	Concentration d'As dans l'eau ajustée en fonction de l'apport en fluides	4	Non (de 0 à 50 µg/L de 51 à 100 µg/L)	114 paires de cas-témoins	Faible qualité
Chen et coll. (2010a)	Cohorte prospective Nord-Est de Taïwan	Concentration d'As dans l'eau	5 (à l'exclusion du groupe inconnu)	Oui (de 0 à 10 µg/L de 10 à 49,9 µg/L)	8 086 (6 888 si l'on exclut le groupe inconnu)	Haute qualité

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de dose de référence est-elle < 10 µg/L?; plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible (pas le groupe témoin)	Taille de l'échantillon	Qualité de l'étude ^a
Chiou et coll. (1995)	Cohorte prospective Sud-Ouest de Taïwan	Concentration moyenne d'As dans l'eau de puits (exposition cumulative à l'As dans l'eau potable provenant de puits artésiens)	3 (à l'exclusion du groupe inconnu)	Non (< 50 µg/L (0 µg/L-ans) de 50 à 700 µg/L [de 100 à 19 900 µg/L-ans])	2 256 (inclut le groupe inconnu – seule la taille de la cohorte totale est donnée)	Faible qualité
Huang et coll. (2008)	Cohorte prospective Nord de Taïwan	Concentration moyenne d'As dans l'eau consommée provenant de puits artésiens	4	Non (< 400 µg/L de 410 à 700 µg/L)	1 078	Haute qualité, mais utilité limitée en raison d'expositions très élevées, y compris dans le groupe de référence
Karagas et coll. (2004)	Cas-témoins États-Unis (New Hampshire)	Concentration d'As dans les ongles des orteils	7	Inconnu (de 0,009 à 0,059 µg/g de 0,060 à 0,086 µg/g)	383 cas et 641 témoins	Haute qualité, mais échec pour l'ajustement en fonction des facteurs de confusion Aucune augmentation significative à n'importe quelle exposition, et aucune augmentation liée à la dose chez les personnes qui n'ont jamais fumé
Kurttio et coll. (1999)	Cas-cohorte Finlande	Concentration d'As dans l'eau; dans l'eau de puits	3	Oui (< 0,1 µg/L de 0,1 à 0,5 µg/L)	61 cas et 275 cohortes témoins	Haute qualité, mais échec pour la mesure de l'exposition et l'ajustement en fonction des facteurs de confusion

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de dose de référence est-elle < 10 µg/L?; plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible (pas le groupe témoin)	Taille de l'échantillon	Qualité de l'étude ^a
Lewis et coll. (1999)	Étude de cohorte portant sur la mortalité États-Unis (Utah)	Années de résidence dans la collectivité et concentration médiane en As dans la collectivité	3	Non (< 1 000 µg/L-ans de 1 000 à 4 999 µg/L-ans)	2 203	Pas évaluée par Lynch et coll. (2017)
Meliker et coll. (2010)	Cas-témoins États-Unis (Sud-Est du Michigan)	Concentration d'As dans l'eau pondérée en fonction du temps	3	Oui (< 1 µg/L de 1 à 10 µg/L)	411 cas et 566 témoins	Haute qualité
Michaud et coll. (2004)	Cas-témoins Sud-ouest de la Finlande	Concentration d'As dans les ongles des orteils	4	Inconnu (< 0,050 µg/g de 0,05 à 0,105 µg/g)	280 cas et 293 témoins	Haute qualité, mais échec pour l'ajustement en fonction des facteurs de confusion Aucune augmentation significative à n'importe quelle dose, et réponse comparable aux deux quartiles les plus élevés
Mostafa et Cherry (2015)	Cas-témoins Bangladesh	Concentration moyenne d'As	6	Oui (< 10 µg/L de 10 à 50 µg/L)	2 610 cas (cancer des voies urinaires confirmé) et 1 581 témoins (diagnostics histologiques bénins)	Faible qualité
Steinmaus et coll. (2003)	Cas-témoins Ouest des États-Unis	Dose cumulative	3	Oui (< 10 µg/jour de 10 à 80 µg/jour)	181 cas et 328 témoins	Haute qualité, mais échec pour la conception de l'étude et l'exactitude du dosage.

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de dose de référence est-elle < 10 µg/L?; plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible (pas le groupe témoin)	Taille de l'échantillon	Qualité de l'étude ^a
						Les auteurs ont également comparé les cas et les témoins en fonction de la concentration dans l'eau potable, mais n'ont établi aucune statistique sur cette mesure. Échantillon relativement petit (seulement 3 groupes) et aucune augmentation statistiquement significative
Steinmaus et coll. (2013)	Cas-témoins Nord du Chili	Concentrations moyennes à vie d'As	4	Non (< 11 µg/L de 11 à 90 µg/L)	232 cas et 640 témoins	Faible qualité
Wang et coll. (2009)	Cas-témoins Sud-Ouest de Taïwan	Exposition à l'As dans l'eau	2	Non (< 350 µg/L [faible] >= 350 µg/L [élevée])	520 paires de cas-témoins	Faible qualité Axée sur l'exposition professionnelle et la génétique
Cancer du poumon						

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de dose de référence est-elle < 10 µg/L?; plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible (pas le groupe témoin)	Taille de l'échantillon	Qualité de l'étude ^a
Chen et coll. (2010b)	Cohorte prospective Nord-Est de Taïwan	Concentration d'As dans l'eau de puits (exposition cumulative)	5	Oui (< 10 µg/L [$< 400 \mu\text{g}/\text{L}\cdot\text{ans}$] de 10 à 49,9 µg/L [400-<1 000 µg/L·ans])	6 888	Haute qualité, mais échec pour l'ajustement en fonction des facteurs de confusion
Chiou et coll. (1995)	Cohorte prospective Sud-Ouest de Taïwan	Concentration moyenne d'As dans l'eau de puits (exposition cumulative à l'As dans l'eau potable provenant de puits artésiens)	3 (à l'exclusion du groupe inconnu)	Non (< 50 µg/L [0 µg/L·ans] de 50 à 700 µg/L [de 100 à 19 900 µg/L·ans])	2 256 (inclut le groupe inconnu – seule la taille de la cohorte totale est donnée)	Faible qualité
D'Ippoliti et coll. (2015)	Cohorte prospective Italie	Concentration moyenne à vie d'As	3	Oui (< 10 µg/L de 10 à 20 µg/L)	70 042 (F) 68 758 (H)	Faible qualité
Dauphine et coll. (2013)	Cas-témoins États-Unis (Californie/Nevada)	Concentration moyenne d'As dans l'eau potable	3	Oui (< 10 µg/L de 11 à 84 µg/L)	196 cas et 359 témoins	Haute qualité, mais échec pour la conception de l'étude et l'exactitude du dosage; cependant, RSI (2022) a considéré les données adéquates pour leur inclusion dans la méta-analyse

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de dose de référence est-elle < 10 µg/L?; plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible (pas le groupe témoin)	Taille de l'échantillon	Qualité de l'étude ^a
Ferreccio et coll. (2000)	Cas-témoins Chili	Concentration moyenne d'As dans l'eau potable	5 (8 pour les années de pointe de l'analyse de l'exposition)	Oui (de 0 à 10 µg/L de 10 à 29 µg/L)	151 cas et 419 témoins	Haute qualité, mais échec pour la mesure de l'exposition et l'exactitude du dosage
Heck et coll. (2009)	Cas-témoins États-Unis (New Hampshire)	Concentration d'As dans les ongles des orteils	4	Inconnu (< 0,05 à $\geq 0,1137$)	223 cas et 238 témoins	Haute qualité, mais aucune augmentation significative à n'importe quelle dose et RC < 1 à la forte dose.
Mostafa et coll. (2008)	Cas-témoins Bangladesh	Concentration moyenne d'As dans l'eau potable de puits tubulaire	4	Oui ($\leq 10 \mu\text{g/L}$ de 11 à $\leq 50 \mu\text{g/L}$)	516 cas (non-fumeurs), 2 239 cas (fumeurs) 438 témoins (non-fumeurs), 735 témoins (fumeurs)	Faible qualité; toutefois, RSI (2022) a considéré les données comme adéquates pour leur inclusion dans la méta-analyse
Smith et coll. (2009)	Cas-témoins Chili	Concentration moyenne d'As dans l'eau potable	6	Oui (de 0 à 9 µg/L de 10 à 59 µg/L)	151 cas et 419 témoins	Haute qualité
Steinmaus et coll. (2013)	Cas-témoins Chili	Concentrations moyennes d'As dans l'eau potable	4	Non (< 11 µg/L de 11 à 90 µg/L)	306 cas et 640 témoins	Faible qualité par Lynch et coll. (2017); toutefois, RSI (2022) a considéré les données comme adéquates pour leur inclusion dans la méta-analyse

As : arsenic; F : femmes; H : hommes; RC : rapport de cotes.

^a Qualité de l'étude évaluée par Lynch et coll. (2017). Les auteurs ont utilisé une approche à trois niveaux pour évaluer les études sur le cancer de la vessie et du poumon. Dans le premier niveau, si l'étude n'était pas ajustée en fonction du tabagisme, elle était considérée comme de faible qualité. Le niveau 2 a examiné la conception de l'étude

et la mesure de l'exposition, et le niveau 3 a examiné l'exactitude du dosage, l'ajustement en fonction des facteurs de confusion, l'analyse statistique, le biais de sélection et la constatation des résultats. Il y avait des exigences spécifiques pour satisfaire à chaque critère de niveau 2 et 3, selon la conception de l'étude. Les études qui n'ont pas satisfait aux deux critères du niveau 2 étaient considérées comme de faible qualité. Si une étude répondait à au moins un critère de niveau 2, elle était évaluée au niveau 3. Une étude est considérée comme étant de haute qualité si elle répond à l'un des deux critères du niveau 2 et à trois ou plus des critères du niveau 3. Il est à noter que les critères étaient basés sur des normes très élevées, de sorte qu'une étude pouvait « échouer » aux critères du niveau 2 ou 3 et être toujours considérée comme une étude de « haute qualité ».

^a Il semble qu'il y ait une erreur d'unités dans la publication. Selon la concentration cumulative initialement rapportée, la concentration dans l'eau potable du quartile inférieur est d'environ 1 mg/L. Cependant, le tableau 3 de la publication montre qu'environ 20 % de la population buvait de l'eau dont la concentration était inférieure à 1 µg/L.

Tableau D-2 : Études primaires sur le diabète prises en compte dans le recensement des études clés pour l'évaluation quantitative des risques

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
Feseke et coll. (2015)	Transversale Canada	Arsenic total dans l'urine	Variable continue et quartiles	Oui (de 5,71 à 11,2 µg/L)	3 151	Âge, sexe, niveau de scolarité, consommation d'alcool, tabagisme, IMC, hypertension, créatinine urinaire, consommation de fruits de mer	Non, la conception transversale est moins qu'idéale et il n'y a pas d'ajustement en fonction de certains facteurs de confusion clés
Gribble et coll. (2012)	Transversale U.S.	Concentration de fond de l'arsenic total dans l'urine	4	Oui (de 7,9 à 14,1 µg/L)	3 925	Âge, sexe, IMC, niveau de scolarité, tabagisme, consommation d'alcool, créatinine urinaire	Non, la conception transversale est moins qu'idéale et il n'y a pas d'ajustement en fonction de certains facteurs de confusion clés
Islam et Majumder (2012)	Transversale Bangladesh	Concentration dans l'eau de puits	4	Non (de 23 à 32 µg/L)	1 004	Âge, sexe, niveau de scolarité, IMC, antécédents familiaux de diabète	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, la population n'est

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
							pas d'origine nord-américaine et il n'y a pas d'ajustement en fonction de certains facteurs de confusion clés
James et coll. (2013)	Cas-témoins emboîtés (prospective) U.S.	Concentration TWA d'arsenic dans l'eau potable	4	Oui (de 4 à 7 µg/L)	141 cas et 488 témoins	Âge, sexe, race, revenu, IMC, activité physique, tabagisme, consommation d'alcool, antécédents familiaux	Oui, conception prospective dans une population nord-américaine et ajustée en fonction de la plupart des facteurs de confusion clés
Kim et coll. (2013)	Cas-témoins (prospective) U.S.	Concentration de fond de l'arsenic total dans l'urine	4	Oui (de 4,6 à 7 µg/L)	150 cas et 150 témoins	Âge, sexe, IMC, créatinine urinaire	Oui, conception prospective dans une population nord-américaine, mais ajustement limité en fonction des facteurs de confusion
Mendez et coll. (2016)	Transversale Mexique	Arsenic dans l'eau domestique	4	Non (de 25,5 à 47,9 µg/L)	1 160	Âge, sexe, éducation, tabagisme, consommation d'alcool, fruits de mer, poids, tour de taille, source d'eau	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, il n'y a pas d'ajustement en fonction de certains facteurs de

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
							confusion clés et la plage de la dose de référence est élevée
Sánchez-Rodriguez et coll. (2023)	Rétrospective Mexique	Arsenic dans l'eau potable et dans l'urine	3	Oui (de 16,8 à 19,4 µg/L)	257	Sexe, lieu de résidence, niveau d'exposition, présence ou absence d'As, régime alimentaire, mode de vie (consommation d'alcool, tabagisme, exercice), situation sociodémographique et économique	Non, la conception rétrospective est moins que idéale et la taille de l'échantillon est faible à travers les âges

As : arsenic; DT1 : diabète de type 1; IMC: indice de masse corporelle; LC : limite de confiance; RC : rapport de cotes.

^a Les critères à remplir pour qu'une étude soit considérée comme une étude clé sont les suivants : 1) conception d'étude cohorte longitudinale ou d'étude cas-témoin, 2) menée auprès d'une population nord-américaine et 3) ajustement en fonction des facteurs de confusion, y compris les facteurs alimentaires et héréditaires, le tabagisme, la race, l'âge, le sexe, l'obésité et l'activité physique.

Tableau D-3 : Études primaires sur la maladie cardiovasculaire prises en compte dans le recensement des études clés pour l'évaluation quantitative des risques

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
Effets vasculaires périphériques							

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
Chen et coll. (2011e)	Cohorte prospective Bangladesh	Eau potable de puits, urine	4	Oui (de 12 à 62 µg/L)	11 476	Sexe, âge, IMC, statut de fumeur, niveau de scolarité et changements dans la concentration d'arsenic ajustés en fonction de la créatinine urinaire entre les visites	Non, population non nord-américaine
Chen et coll. (2013)	Cas-cohorte prospective Bangladesh	Concentration TWA dans l'eau potable domestique, urine	3	Non (de 25,1 à 107 µg/L)	1 109 dans la cohorte 369 cas	Sexe, âge, IMC, tabagisme, niveau de scolarité, hypertension, diabète et changement dans la concentration d'arsenic dans l'urine entre les visites	Non, population non nord-américaine
D'Ippoliti et coll. (2015)	Cohorte rétrospective Italie	Concentration TWA prédictive dans l'eau potable domestique	3	Oui (de 10 à 20 µg/L)	165 609	Âge, sexe, période du calendrier, profession, SSE, tabagisme, radon	Non, la conception rétrospective est moins qu'idéale et la population n'est pas nord-américaine
Ersbøll et coll. (2018)	Cohorte prospective Danemark	Concentration TWA prédictive dans l'eau potable estimée à la sortie des	3	Oui (de 0,573 à 0,7 µg/L)	57 053	Âge, sexe, année civile, IMC, tour de taille, tabagisme, consommation d'alcool, consommation	Non, population non nord-américaine, niveaux d'arsenic estimés à partir des

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de l'exposition	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
		services publics				de légumes et de fruits, activité physique, durée de la scolarité	sorties des systèmes de traitement de l'eau au cours de la période allant de 1987 à 2004 et manque d'information sur les apports provenant d'autres sources
Moon et coll. (2013)	Cohorte prospective U.S.	Somme des métabolites inorganiques et méthylés dans l'urine	4	Inconnu (de 5,8 à 9,7 µg/g de créatinine)	3 575	Âge, emplacement, sexe, niveau de scolarité, tabagisme, IMC, LDL-C, hypertension, diabète et DFG estimé	Oui, conception prospective dans une population nord-américaine et évaluation des accidents vasculaires cérébraux mortels et non mortels, bien que l'étude n'ait pas compris d'ajustement en fonction de tous les facteurs de confusion clés

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	
Cardiopathie ischémique (MC, MCV)							
Chen et coll. (2011e)	Cohorte prospective Bangladesh	Eau potable de puits, urine	4	Oui (de 12 à 62 µg/L)	11 476	Sexe, âge, IMC, statut de fumeur, niveau de scolarité et changements dans la concentration d'arsenic ajustés en fonction de la créatinine urinaire entre les visites	Non, population non nord-américaine
Chen et coll. (2013)	Cas-cohorte prospective Bangladesh	Concentration TWA dans l'eau potable domestique, urine	3	Non (de 25,1 à 107 µg/L)	1 109 dans la cohorte 369 cas	Sexe, âge, IMC, tabagisme, niveau de scolarité, hypertension, diabète et changement dans la concentration d'arsenic dans l'urine entre les visites	Non, population non nord-américaine
D'Ippoliti et coll. (2015)	Cohorte rétrospective Italie	Concentration TWA prédictive dans l'eau potable domestique	3	Oui (de 10 à 20 µg/L)	165 609	Âge, sexe, période du calendrier, profession, SSE, tabagisme, radon	Non, la conception rétrospective est moins qu'idéale et la population n'est pas nord-américaine
Farzan et coll. (2015)	Étude de cas-témoins prospective U.S.	Ongles des orteils	3	Inconnu (de 0,07 à 0,11 µg/g)	3 939	Âge, sexe, niveau de scolarité, tabagisme, état de cancer	Non, ajustement limité en fonction des facteurs de confusion clés

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	
James et coll. (2015)	Cas-cohorte prospective U.S.	Concentration TWA prédictive dans l'eau potable domestique	5	Oui (de 10 à 20 µg/L)	555	Âge, sexe, revenu, origine ethnique, tabagisme, consommation d'alcool, IMC, activité physique, antécédents familiaux de maladie coronarienne, diabète, cholestérol, folate, sélénium	Oui, conception d'étude de cas-cohorte prospective dans une population nord-américaine, avec ajustement en fonction de tous les facteurs de confusion clés
Moon et coll. (2013)	Cohorte prospective U.S.	Somme des métabolites inorganiques et méthylés dans l'urine (mg/g de créatinine)	4	Inconnu (de 5,8 à 9,7 µg/g de créatinine)	3 575	Âge, emplacement, sexe, niveau de scolarité, tabagisme, IMC, LDL-C, hypertension, diabète et DFG estimé	Oui, conception prospective dans une population nord-américaine et évaluation de la MC et de la MCV mortelles et non mortelles, bien que l'étude n'ait pas compris d'ajustement en fonction de tous les facteurs de confusion clés
Sohel et coll. (2009)	Cohorte rétrospective Bangladesh	Concentration TWA dans l'eau potable domestique	5	Oui (de 10 à 49 µg/L)	115 903	Âge, sexe, niveau de scolarité, SSE	Non, la conception rétrospective est moins qu'idéale et la population n'est pas nord-américaine

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	
Wade et coll. (2015)	Cas-témoins Chine	Eau potable domestique , rognures d'ongles des orteils	3	Oui (de 10 à 39 µg/L)	275 témoins 298 cas	Âge, sexe, régime alimentaire, IMC, profession, niveau de scolarité, tabagisme, consommation d'alcool et antécédents familiaux d'hypertension , de diabète ou de maladie cardiaque	Non, population non nord-américaine
Mortalité due à la maladie cardiaque							
Nigra et coll. (2021)	Cohorte prospective États-Unis (NHANES)	Arsenic total dans l'urine	4	Oui (de 2,31 à 4,00 µg/L)	4 990	Âge, sexe, race/origine ethnique, créatine urinaire, débit de filtration glomérulaire estimé, niveau de scolarité, IMC, cholestérolémie, cotinine sérique, consommation de fruits de mer (au cours des dernières 24 heures), hypertension, diabète, cadmium urinaire, plombémie et cycle du sondage (pour	Non, petite taille de l'échantillon, limites de détection élevées pour l'arsenic dans l'urine, temps de suivi court (75 mois) et signification statistique seulement observée avec les modèles flexibles (splines quadratiques restreints)

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	
						les différences de limites de détection)	

IMC : indice de masse corporelle; MC : maladie coronarienne; LDL-C : cholestérol à lipoprotéines de faible densité; SSE : statut socioéconomique; TWA : moyenne pondérée en fonction du temps.

^a Les critères à remplir pour qu'une étude soit considérée comme une étude clé sont les suivants : 1) conception d'étude cohorte longitudinale ou d'étude cas-témoin, 2) menée auprès d'une population nord-américaine et 3) ajustement à tout le moins en fonction des facteurs alimentaires et héréditaires, du tabagisme, de la race, de l'âge, du sexe, de l'obésité et de l'activité physique.

Tableau D-4 : Études primaires sur les effets sur le développement neurologique prises en compte dans le recensement des études clés pour l'évaluation quantitative des risques

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
QI complet							
Hamadani et coll. (2011)	Cohorte prospective Bangladesh	Concentration dans l'eau, concentration d'As dans l'urine pendant la grossesse, concentration d'As dans l'urine des enfants	4	Non (mères : de 37 à 82 µg/L selon la SG; enfants : de 18 à 50 µg/L selon l'âge)	2 260	Âge, sexe, As dans l'urine et interaction entre le sexe et l'As dans l'urine, HOME, niveau de scolarité du père, IMC et QI de la mère, actifs, logement, nombre d'enfants dans le ménage, âge gestationnel, taille à la naissance, variables HAZ et fictives simultanées représentant les testeurs	Non, la population n'est pas nord-américaine et seuls les scores bruts de WPPSI-III ont été rapportés. Les auteurs n'ont fourni aucun renseignement sur la façon dont le test WPPSI-III a été adapté à la population du Bangladesh, ni aucune donnée normalisée. Cela limite l'interprétation des données rapportées.
Wasserman et coll. (2014)	Transversale Maine, États-Unis	Concentration dans l'eau, As dans les ongles des orteils	4	Oui (de 5 à < 10 µg/L)	272	Scores HOME, niveau de scolarité et QI de la mère, district scolaire et nombre d'autres enfants à la maison	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, et l'étude a eu un faible taux de participation sans risques relatifs signalés.

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
Wasserman et coll. (2018)	Transversale Bangladesh	Arsenic dans le sang	4	Oui (de 2,2 à 3,48 µg/L)	726 adolescents	Type de foyer, niveau de scolarité des parents, intelligence de la mère, niveau de scolarité des enfants en années, périmètre crânien, sexe, concentrations sanguines d'autres métaux neurotoxiques	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, la population de l'étude n'était pas nord-américaine, et aucun risque relatif n'a été signalé.
Comportement neurologique (y compris la mémoire et l'attention)							
Tsai et coll. (2003)	Transversale Taïwan	Concentration dans l'eau et exposition cumulée à l'arsenic	3	Non (moyenne de 131,19 ppb)	109 adolescents	Statut socioéconomique	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, la population n'est pas nord-américaine, l'ajustement en fonction des facteurs de confusion est limité et la taille de l'échantillon est faible
Wasserman et coll. (2018)	Transversale Bangladesh	Arsenic dans le sang	4	Oui (de 2,2 à 3,48 µg/L)	726 adolescents	Type de foyer, niveau de scolarité des parents, intelligence de la mère, niveau de scolarité des enfants en années, périmètre	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, la population de l'étude n'était pas nord-américaine, et

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
						crânien, sexe, concentrations sanguines d'autres métaux neurotoxiques	aucun risque relatif n'a été signalé.
QI verbal							
Calderón et coll. (2001)	Transversale Mexique	Arsenic dans l'urine	2	Non	80 enfants	Sexe, âge, statut socioéconomique, niveau de scolarité des parents, plombémie	Non, la conception transversale est moins que idéale et la taille de l'échantillon est faible
Hamadani et coll. (2011)	Cohorte prospective Bangladesh	Concentration dans l'eau, concentration d'As dans l'urine pendant la grossesse, concentration d'As dans l'urine des enfants	4	Non (mères : de 37 à 82 µg/L selon la SG; enfants : de 18 à 50 µg/L selon l'âge)	2260	Âge, sexe, As dans l'urine et interaction entre le sexe et l'As dans l'urine, HOME, niveau de scolarité du père, IMC et QI de la mère, actifs, logement, nombre d'enfants dans le ménage, âge gestationnel, taille à la naissance, variables HAZ et fictives simultanées représentant les testeurs	Non, la population n'est pas nord-américaine et seuls les scores bruts de WPPSI-III ont été rapportés. Les auteurs n'ont fourni aucun renseignement sur la façon dont le test WPPSI-III a été adapté à la population du Bangladesh, ni aucune donnée normalisée. Cela limite l'interprétation des données rapportées.

Étude	Conception et emplacement de l'étude	Mesure de la dose	Nombre de groupes	La plage de la dose de référence est-elle < 10 µg/L? (plage pour le groupe exposé à la dose la plus faible [pas le groupe témoin])	Taille de l'échantillon	Ajusté en fonction des facteurs de confusion	Étude clé? ^a
Wasserman et coll. (2018)	Transversale Bangladesh	Arsenic dans le sang	4	Oui (de 2,2 à 3,48 µg/L)	726 adolescents	Type de foyer, niveau de scolarité des parents, intelligence de la mère, niveau de scolarité des enfants en années, périmètre crânien, sexe, concentrations sanguines d'autres métaux neurotoxiques	Non, la conception transversale est moins qu'idéale, la population de l'étude n'était pas nord-américaine, et aucun risque relatif n'a été signalé.

As : arsenic; IMC : indice de masse corporelle; HAZ : score z du rapport taille-âge; HOME : outil d'observation en milieu familial « Home Observation for Measurement of Environment »; QI : quotient intellectuel; SG : semaine de gestation; WPPSI-III : Échelle d'intelligence de Wechsler pour la période préscolaire et primaire, troisième édition.

^aLes critères à remplir pour qu'une étude soit considérée comme une étude clé sont les suivants : 1) étude de cohorte longitudinale ou étude cas-témoin avec ajustement, à tout le moins, en fonction du statut socioéconomique, du niveau de scolarité et de l'intelligence des patients, de la différence régionale, de la plombémie et de l'âge.

Annexe E : Résumé des technologies d'enlèvement de l'arsenic

Tableau E-1. Performances des technologies de traitement à l'échelle municipale pour l'enlèvement de l'arsenic total^a

Technologie	Paramètre	Médiane	90e centile	Max.	Pourcentage d'échantillon au-dessus de		Performance	
					5 µg/L	10 µg/L	Meilleure	Pire
Total (n = 227)	Eau à traiter (µg/L)	14,9	36,1	141,0	100 %	63 %	90,5	6,4
	Eau traitée (µg/L)	1,7	6,8	51,4	18 %	6 %	< 0,2	14,6
	% d'enlèvement	86,0 %	97,8 %	99,8 %	S. O.	S. O.	99,8 %	-129 %
Sable vert (n = 41)	Eau à traiter (µg/L)	26,9	58,3	65,1	100 %	83 %	22	24,3
	Eau traitée (µg/L)	4,5	19,6	51,4	41 %	20 %	0,7	51,4
	% d'enlèvement	83,5 %	94,7 %	96,7 %	S. O.	S. O.	96,7 %	-111,5 %
Osmose inverse + sable vert (n = 32)	Eau à traiter (µg/L)	22,8	38,9	49,6	100 %	72 %	21,1	5,3
	Eau traitée (µg/L)	1,4	4,2	13,0	3 %	3 %	0,1	2,8
	% d'enlèvement	91,6 %	99,3 %	99,4 %	S. O.	S. O.	99,4 %	47,7 %
Échange ionique + filtration (n = 4)	Eau à traiter (µg/L)	12,9	NC	24,4	100 %	50 %	24,4	7,5
	Eau traitée (µg/L)	5,2	NC	17,3	50 %	25 %	0,66	8,9
	% d'enlèvement	69,4 %	NC	97,3 %	S. O.	S. O.	97,3 %	-17,9 %
Osmose inverse (n = 23)	Eau à traiter (µg/L)	12,9	48,2	141	100 %	61 %	50,6	5,4
	Eau traitée (µg/L)	1,9	4,9	6,8	9 %	0 %	0,2	5,3
	% d'enlèvement	84,8 %	99,0 %	99,6 %	S. O.	S. O.	99,6 %	0,4 %
Échange d'ions (n = 14)	Eau à traiter (µg/L)	11,1	68,9	90,5	100 %	64,3 %	90,5	6,4
	Eau traitée (µg/L)	3,4	12,0	14,6	25 %	4 %	0,1	14,6
	% d'enlèvement	96,2 %	99,6 %	99,8 %	S. O.	S. O.	99,8 %	-128,8 %
Échange d'ions et osmose inverse (n = 4)	Eau à traiter (µg/L)	10,4	NC	23,6	100 %	50 %	14,4	5,8
	Eau traitée (µg/L)	4,5	NC	2,9	50 %	0 %	2,9	5,8
	% d'enlèvement	61,8 %	NC	80 %	S. O.	S. O.	80 %	0,5 %
Soude et chaux (n = 36)	Eau à traiter (µg/L)	7,2	11,3	17,8	100 %	14 %	9,6	5,2
	Eau traitée (µg/L)	1,2	2,4	5,0	0 %	0 %	0,1	2,3
	% d'enlèvement	84,1 %	91,1 %	98,7 %	S. O.	S. O.	98,7 %	55,3 %
Adsorption (n = 11)	Eau à traiter (µg/L)	14,5	40,1	40,2	100 %	100 %	39,7	10,3
	Eau traitée (µg/L)	1,0	6,0	6,8	9 %	0 %	0,4	6,8
	% d'enlèvement	91,2 %	98,9 %	99,0 %	S. O.	S. O.	99,0 %	34,0 %
Filtration rapide sur sable (n = 2)	Eau à traiter (µg/L)	NC	NC	8,0	100 %	0 %	8,0	5,6
	Eau traitée (µg/L)	NC	NC	0,2	0 %	0 %	0,2	0,2
	% d'enlèvement	NC	NC	97,4 %	S. O.	S. O.	97,4 %	96,3 %
Désinfection (n = 14)	Eau à traiter (µg/L)	7,0	11,7	11,7	100 %	14 %	6,8	8,6
	Eau traitée (µg/L)	1,3	7,1	7,9	14 %	0 %	0,7	7,9
	% d'enlèvement	82,2 %	88,7 %	89,9 %	S. O.	S. O.	89,9 %	9,1 %
Non spécifié (n = 42)	Eau à traiter (µg/L)	20,9	24,0	49,6	100 %	93 %	23,6	12,7
	Eau traitée (µg/L)	2,0	5,3	13,0	10 %	5 %	0,4	11
	% d'enlèvement	90,1 %	97,8 %	98,5 %	S. O.	S. O.	98,5 %	13,4 %

n : taille de l'échantillon; NC : non calculé en raison de données insuffisante; S. O. : sans objet;

^a Seules les données appariées avec une concentration d'arsenic dans l'eau à traiter supérieure ou égale à 5 µg/L ont été prises en compte dans l'analyse. Aucune donnée opérationnelle n'a été fournie.

Sources : Alberta Provincial Programs Branch (2019); British Columbia Ministry of Health (2019); Service de l'eau potable du Manitoba (2019); Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse (2019); Ministère de la Santé et des Affaires sociales du Yukon (2019)

Tableau E-2. Performance des appareils résidentiels aux points d'utilisation et aux points d'entrée pour l'enlèvement de l'arsenic total selon la technologie de traitement^a

Technologie	Paramètre	Médiane	90e centile	Max.	Pourc. d'échantillon au-dessus de		Performance	
					5 µg/L	10 µg/L	Meilleur e	Pire
Total (n = 25)	Eau à traiter (µg/L)	8,70	31,5	83,1	100 %	40 %	5,1	23,5
	Eau traitée (µg/L)	7,40	23,4	49,8	68 %	28 %	0,2	49,8
	% enlèvement	14,9 %	89,4 %	94,5 %	S. O.	S. O.	96,5 %	-112 %
Échange d'ions (n = 16)	Eau à traiter (µg/L)	10,5	29,5	43,6	100 %	50 %	12,7	23,5
	Eau traitée (µg/L)	8,3	40,8	49,8	88 %	38 %	5,6	49,8
	% enlèvement	2,5 %	47,2 %	55,9 %	S. O.	S. O.	55,9 %	-112 %
Charbon actif (n = 2)	Eau à traiter (µg/L)	7,1	NC	8,7	100 %	0 %	5,4	8,7
	Eau traitée (µg/L)	5,7	NC	7,4	33 %	0 %	3,9	7,4
	% enlèvement	21,4 %	NC	27,8 %	S. O.	S. O.	27,8 %	14,9 %
Osmose inverse (n = 2)	Eau à traiter (µg/L)	44,1	NC	83,1	100 %	50 %	5,1	83,1
	Eau traitée (µg/L)	4,3	NC	8,5	50 %	0 %	0,2	8,5
	% enlèvement	93,1 %	NC	96,5 %	S. O.	S. O.	96,5 %	90,0 %
Sable vert (n = 3)	Eau à traiter (µg/L)	6,5	NC	8,6	100 %	0 %	8,6	5,5
	Eau traitée (µg/L)	4,2	NC	4,8	0 %	0 %	0,93	4,2
	% enlèvement	26,2 %	NC	89,2 %	S. O.	S. O.	89,2 %	23,6 %
Filtre à sédiments (n = 1)	Eau à traiter (µg/L)	NC	NC	7,4	100 %	0 %	7,4	S. O.
	Eau traitée (µg/L)	NC	NC	3,5	0 %	0 %	3,5	S. O.
	% enlèvement	NC	NC	52,7 %	S. O.	S. O.	52,7 %	S. O.
Échange d'ions et filtration (n = 1)	Eau à traiter (µg/L)	NC	NC	15,2	100 %	100 %	15,2	S. O.
	Eau traitée (µg/L)	NC	NC	14,4	100 %	100 %	14,4	S. O.
	% enlèvement	NC	NC	5,3 %	S. O.	S. O.	5,3 %	S. O.

n : taille de l'échantillon; NC : non calculé en raison de la petite taille de l'échantillon; S. O. : sans objet.

^a Seules les données appariées avec une concentration d'arsenic dans l'eau à traiter supérieure ou égale à 5 µg/L ont été prises en compte dans l'analyse.

Source : Brodeur et Barbeau (2015)