



RECOMMANDATIONS POUR

LA QUALITÉ DE L'EAU POTABLE AU CANADA

PARAMÈTRES OPÉRATIONNELS
(calcium, magnésium, dureté,
chlorures, sulfates, matières
dissoutes totales et sulfure
d'hydrogène dans l'eau potable)

Document technique



Santé
Canada Health
Canada

Canada

Santé Canada est le ministère fédéral responsable d'aider les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Santé Canada s'est engagé à améliorer la vie de tous les Canadiens et à faire du Canada l'un des pays où les gens sont le plus en santé au monde, comme en témoignent la longévité, les habitudes de vie et l'utilisation efficace du système public de soins de santé.

Also available in English under the title :

Guidelines for Canadian drinking water quality: Operational parameters (calcium, magnesium, hardness, chloride, sulphate, total dissolved solids and hydrogen sulphide in drinking water)

Pour obtenir plus d'information, veuillez communiquer avec :

Santé Canada
Indice de l'adresse 0900C2
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-957-2991
Sans frais : 1-866-225-0709
Télééc. : 613-941-5366
ATS : 1-800-465-7735
Courriel : publications-publications@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté le Roi du Chef du Canada, représenté par le ministre de la Santé, 2025

Date de publication : mars 2025

À moins d'avis contraire, vous pouvez reproduire le contenu de cette publication ou ce produit en totalité ou en partie à des fins non commerciales, dans tout format, sans frais ni autre permission. Les reproductions ou distributions commerciales sont interdites sans obtenir la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur de Santé Canada. Pour obtenir une permission de reproduire du contenu appartenant au gouvernement du Canada pour des fins commerciales, communiquez avec pubsadmin@hc-sc.gc.ca.

Cat. : H144-137/2025F-PDF
ISBN : 978-0-660-74973-0
Pub. : 240721



TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	1
EXPOSITION	1
EFFETS SUR LA SANTÉ	2
CONSIDÉRATIONS ESTHÉTIQUES	3
CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ANALYSE ET AU TRAITEMENT	4
APPLICATION DES RECOMMANDATIONS	5
1.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'EXPOSITION	7
1.1 Propriétés, utilisations et sources dans l'environnement	8
1.1.1 Calcium, magnésium et dureté	8
1.1.2 Chlorures et sulfates	12
1.1.3 Matières dissoutes totales (MDT)	16
1.1.4 Sulfure d'hydrogène	16
1.2 Exposition	18
2.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA SANTÉ	21
2.1 Calcium, magnésium et dureté	21
2.1.1 Essentialité	21
2.1.2 Effets bénéfiques	22
2.1.3 Effets nocifs	23
2.1.4 Génotoxicité et cancérogénicité	24
2.2 Chlorures et sulfates	25
2.2.1 Essentialité	25
2.2.2 Effets bénéfiques	26
2.2.3 Effets nocifs	26
2.2.4 Génotoxicité et cancérogénicité	27
2.3 Matières dissoutes totales (MDT)	28
2.3.1 Essentialité	28
2.3.2 Effets bénéfiques	29
2.3.3 Effets nocifs	29
2.3.4 Génotoxicité et cancérogénicité	30
2.4 Sulfure d'hydrogène	30
2.4.1 Rôle biologique	30
2.4.2 Effets nocifs	30
2.4.3 Génotoxicité et cancérogénicité	31

3.0	CALCUL DES VALEURS BASÉES SUR LA SANTÉ (VBS)	32
3.1	Magnésium, calcium et dureté	32
3.1.1	Magnésium	32
3.1.2	Calcium	33
3.1.3	Dureté	34
3.2	Chlorures et sulfates	34
3.2.1	Chlorures	34
3.2.2	Sulfates	35
3.3	Matières dissoutes totales (MDT)	36
3.4	Sulfure d'hydrogène	36
4.0	CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ANALYSE	37
4.1	Méthodes standardisées	38
4.1.1	Calcium, magnésium et dureté	38
4.1.2	Chlorures et sulfates	41
4.1.3	Matières dissoutes totales (MDT)	42
4.1.4	Sulfure d'hydrogène	43
4.1.4.1	Conservation et préparation des échantillons pour la mesure du sulfure d'hydrogène	44
4.2	Analyseurs en ligne et trousse d'analyse portatives	44
4.2.1	Calcium, magnésium et dureté	44
4.2.2	Chlorures et sulfates	45
4.2.3	Matières dissoutes totales (MDT)	46
4.2.4	Sulfure d'hydrogène	46
5.0	CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU TRAITEMENT	47
5.1	Traitement à l'échelle municipale	47
5.1.1	Calcium, magnésium et dureté	48
5.1.1.1	Adoucissement à la chaux	49
5.1.1.2	Traitement par mélange	52
5.1.1.3	Adoucissement par précipitation améliorée	53
5.1.1.4	Filtration	54
5.1.1.5	Adoucissement par échange d'ions	54
5.1.1.6	Filtration sur membrane	55
5.1.2	Chlorures et sulfates	58
5.1.2.1	Filtration sur membrane	58
5.1.2.2	Échange d'anions	60
5.1.2.3	Produits chimiques de traitement	60
5.1.3	Matières dissoutes totales (MDT)	61
5.1.3.1	Filtration sur membrane	61
5.1.3.2	Échange d'ions	62



5.1.4	Sulfure d'hydrogène	62
5.1.4.1	Oxydation	63
5.1.4.2	Aération	66
5.1.4.3	Échange d'ions	67
5.1.4.4	Milieus adsorbants	68
5.1.4.5	Filtration microbiologique	69
5.2	Traitement à l'échelle résidentielle	69
5.2.1	Calcium, magnésium et dureté	70
5.2.2	Chlorures et sulfates	71
5.2.3	Matières dissoutes totales (MDT)	72
5.2.4	Sulfure d'hydrogène	72
6.0	STRATÉGIES DE GESTION	73
6.1	Stratégies de contrôle	74
6.1.1	Mélange	74
6.2	Surveillance	75
6.2.1	Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau	75
6.2.2	Traitement	75
6.2.3	Opérationnelle	76
6.2.4	Mélange	77
6.2.5	Résidentiel	77
7.0	CONSIDÉRATIONS INTERNATIONALES	78
8.0	JUSTIFICATION DES OBJECTIFS ESTHÉTIQUES	80
9.0	RÉFÉRENCES	82
	ANNEXE A : LISTE DES ABRÉVIATIONS	103
	ANNEXE B : TABLEAUX DES DONNÉES PROVINCIALES	105
	ANNEXE C : DONNÉES DES ÉTUDES SUR L'EAU POTABLE MENÉES PAR SANTÉ CANADA	130
	C.1 Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010)	130
	C.2 Étude ciblée sur l'eau potable, 2007	136
	C.3 Étude ciblée sur l'eau potable, 2012–2013	139
	ANNEXE D : RÉSUMÉ DE L'ENLÈVEMENT DE LA DURETÉ TOTALE SELON LES DIFFÉRENTES TECHNOLOGIES À L'ÉCHELLE RÉSIDENTIELLE	142
	ANNEXE E : APPORT EN SODIUM RÉSULTANT DE L'UTILISATION D'UN ADOUCISSEUR D'EAU, PAR DEGRÉ DE DURETÉ	144





RECOMMANDATION : Des objectifs d'ordre esthétique (OE) sont établis pour les paramètres suivants :

- » chlorures ≤ 250 mg/L;
- » sulfates ≤ 500 mg/L;
- » matières dissoutes totales (MDT) ≤ 500 mg/L;
- » sulfure (sous forme de sulfure d'hydrogène) $\leq 0,05$ mg/L dans l'eau potable.

RÉSUMÉ

Le présent document technique a été préparé en collaboration avec le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable (CEP). Il regroupe et actualise tous les renseignements pertinents sur les sept paramètres suivants : calcium, magnésium, dureté, chlorures, sulfates, matières dissoutes totales (MDT) et sulfure d'hydrogène.

EXPOSITION

Le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates, les MDT et le sulfure d'hydrogène sont présents à l'état naturel dans la plupart des eaux canadiennes. C'est dans les aquifères souterrains que ces paramètres sont les plus répandus.

EFFETS SUR LA SANTÉ

Le calcium, le magnésium, les chlorures et les sulfates sont des éléments essentiels pour la santé humaine.

Des études menées chez l'humain ont montré que la prise de suppléments de calcium peut augmenter le risque de formation de calculs rénaux. Il est peu probable que la consommation d'aliments et d'eau, à elle seule, entraîne un apport excessif de calcium et une hypercalcémie. Une valeur basée sur la santé (VBS) de 300 mg/L est établie pour le calcium sur la base d'un risque accru de formation de calculs rénaux.

Des études menées chez l'humain ont montré qu'un apport accru de chlorures, sous forme de chlorure de sodium, peut augmenter la pression artérielle. Une VBS de 470 mg/L est établie sur la base d'un risque accru d'une élévation de la pression artérielle.

Une VBS représente une concentration d'un produit chimique dans l'eau potable qui peut être consommée au cours d'une vie sans risque important pour la santé. La VBS est élaborée à l'aide des renseignements épidémiologiques ou toxicologiques sur les animaux disponibles et peut servir de base à l'établissement d'une concentration maximale acceptable (CMA) au besoin.

Étant donné que les concentrations de calcium et de chlorures dans l'eau canadienne sont généralement inférieures à leurs VBS, Santé Canada et le CEP ont déterminé qu'il n'est pas nécessaire d'établir des CMA pour ces substances dans l'eau potable. Toutefois, dans le cas peu probable où ces substances sont présentes dans l'eau potable à des concentrations élevées, les VBS sont fournies pour aider les secteurs de compétence et le public à comprendre les effets potentiels de ces substances sur la santé.

À l'heure actuelle, il n'y a pas suffisamment de données probantes pour établir des VBS ou des CMA pour le magnésium, la dureté, les sulfates, les MDT ou le sulfure d'hydrogène.



CONSIDÉRATIONS ESTHÉTIQUES

On considère que le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates, les MDT et le sulfure d'hydrogène ont une importance opérationnelle pour les installations de traitement d'eau potable et les consommateurs d'eau à l'échelle résidentielle.

Des concentrations élevées de chlorures peuvent donner à l'eau un goût désagréable en présence de sodium, de calcium, de potassium et de magnésium. Les sulfates sont également associés à un seuil gustatif; en effet, la plupart des consommateurs n'accepte que des concentrations modérées de sulfates dans l'eau, du point de vue du goût. Le sulfure d'hydrogène constitue un problème surtout en raison de son odeur nauséabonde d'œuf pourri et de son faible seuil olfactif. Des concentrations élevées de MDT peuvent entraîner une incrustation excessive des conduites d'eau, des chauffe-eau et des appareils électroménagers. Les préoccupations concernant la présence de ces substances dans l'eau potable sont souvent liées aux plaintes des consommateurs.

Les OE pour les chlorures (≤ 250 mg/L), les sulfates (≤ 500 mg/L), les MDT (≤ 500 mg/L) et le sulfure (sous forme de sulfure d'hydrogène) ($\leq 0,05$ mg/L) visent à réduire les plaintes formulées en raison d'un goût ou d'une odeur inacceptable ou d'une incrustation excessive, et à améliorer la confiance des consommateurs dans la qualité de l'eau potable. Les OE sont principalement basés sur l'acceptation du goût et de l'odeur, qui varie selon la source d'eau, les conditions locales, l'accoutumance, le pH et la température de l'eau.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ANALYSE ET AU TRAITEMENT

L'élaboration d'une recommandation pour l'eau potable tient compte de la capacité de mesurer les contaminants et de les enlever des sources d'approvisionnement en eau potable. Plusieurs méthodes d'analyse permettant de mesurer tous les paramètres opérationnels à des valeurs bien inférieures à l'OE établi pour chacun des paramètres.

À l'échelle municipale, les technologies de traitement qui permettent de réduire les concentrations de calcium, de magnésium, de dureté, de chlorures, de sulfates, de MDT et de sulfure d'hydrogène dans l'eau potable comprennent l'adoucissement, la filtration sur membrane, l'échange d'ions et l'aération. La plupart des installations de traitement d'eau potable bien exploitées et optimisées peuvent atteindre des concentrations dans l'eau traitée bien inférieures à l'OE établi pour chaque paramètre. Avant la mise en œuvre à grande échelle, il est recommandé de faire des tests à l'échelle de banc d'essai ou à l'échelle pilote à l'aide de source d'eau afin d'assurer un enlèvement suffisant et d'optimiser la performance.

Dans les cas où l'on souhaite réduire ces substances à l'échelle des petits systèmes ou résidentielle, par exemple, un puits privé, un dispositif de traitement de l'eau potable résidentiel peut être une option. Bien que plusieurs technologies de traitement puissent être efficaces pour réduire ces substances, les adoucisseurs d'eau constituent la meilleure technologie disponible pour la réduction globale de la dureté, du calcium ainsi que du magnésium. Lors de l'utilisation d'un dispositif de traitement de l'eau potable résidentiel, il est important de prélever des échantillons d'eau entrant et sortant du dispositif de traitement et de les envoyer à un laboratoire accrédité pour analyse, afin de s'assurer que l'enlèvement est adéquat. L'utilisation et l'entretien de routine des dispositifs de traitement, y compris le remplacement des composants des filtres, doivent être effectués conformément aux spécifications du fabricant.



Les personnes qui suivent un régime alimentaire à faible teneur en sodium ou qui doivent limiter leur exposition au sodium devraient savoir que les adoucisseurs d'eau résidentiels augmentent la concentration de sodium dans l'eau traitée. Dans ce cas, il est recommandé de faire en sorte qu'une partie de l'eau qui sert le plus souvent à la consommation (c'est-à-dire l'eau du robinet de la cuisine) contourne l'adoucisseur afin d'éviter un apport excessif en sodium. En règle générale, les enfants de moins de 8 ans ne devraient pas boire d'eau contenant du sodium provenant d'un adoucisseur d'eau, car leur apport en sodium pourrait dépasser la limite supérieure recommandée de 1,5 à 1,9 mg de sodium par jour. Cependant, étant donné que le calcium est un cation prédominant dans la dureté de l'eau, les individus doivent être conscients que dans de rares cas où la source d'eau potable présente une dureté très élevée (> 750 mg de CaCO_3/L), cela pourrait entraîner une exposition au calcium supérieure à la VBS (300 mg de calcium/L). Dans ce cas particulier, une autre source d'eau potable devrait être recherchée.

APPLICATION DES RECOMMANDATIONS

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.

Le présent document vise à actualiser, à regrouper et à remplacer les documents techniques actuels des recommandations sur sept paramètres : le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates, les MDT et le sulfure d'hydrogène. Aux fins du présent document, ces sept paramètres sont définis comme « paramètres opérationnels ».

Tous les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient mettre en place une approche axée sur la gestion des risques, par exemple une approche « de la source au robinet » ou un plan de salubrité de l'eau pour assurer la salubrité de l'eau. Ces stratégies nécessitent 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 pouvant entraîner une contamination et mettre en œuvre des mesures de contrôle. La surveillance opérationnelle est ensuite établie, et des protocoles opérationnels et de gestion sont mis en place (par exemple procédures opérationnelles standardisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). D'autres protocoles pour valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont adoptés (par exemple tenue de registres, satisfaction des consommateurs). Il faut aussi former les opérateurs pour veiller à ce que ce plan soit efficace en tout temps.

Étant donné que les valeurs de ces paramètres opérationnels peuvent varier considérablement dans les sources d'eau, dans les installations de traitement d'eau potable et dans les réseaux de distribution, les programmes de surveillance devraient être adaptés aux systèmes pour permettre aux responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable de bien comprendre la qualité de leur eau, de la source au robinet. Les programmes de surveillance devraient être conçus en fonction des facteurs de risque qui contribuent à la probabilité de trouver des concentrations élevées de calcium et de chlorures dans le réseau d'eau potable. Ces facteurs peuvent comprendre les caractéristiques chimiques de l'eau de la source d'approvisionnement et l'utilisation de sels de voirie, entre autres. Les lieux, la fréquence et les types d'échantillonnage varieront d'un réseau à l'autre, selon l'objectif souhaité et les considérations propres au site. On retrouve des renseignements détaillés sur la surveillance suggérée dans ce document.



1.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'EXPOSITION

Le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates, les matières dissoutes totales (MDT) et le sulfure d'hydrogène sont présents à l'état naturel dans la plupart des eaux canadiennes, mais c'est dans les aquifères que leur présence est la plus répandue. On considère que ces paramètres ont une importance opérationnelle et esthétique, en particulier pour les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable souterraine et les propriétaires de puits privés. Leur bonne gestion contribuera à garantir une eau potable de bonne qualité et agréable au goût. Aux fins du présent document, les paramètres opérationnels sont définis comme étant le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates, les MDT et le sulfure d'hydrogène. D'autres paramètres opérationnels importants (par exemple, le pH, l'alcalinité et le carbone organique total) sont abordés ailleurs (Santé Canada, 2024a).

Dans la nature, l'eau entre en contact avec des minéraux, des sels, des métaux et des végétaux qui peuvent ensuite se dissoudre dans l'eau. La mesure de toutes ces substances dissoutes combinées dans l'eau est connue sous le nom de MDT. Les MDT se composent principalement d'ions tels que le calcium, le magnésium, le sodium, les bicarbonates, les chlorures et les sulfates. Le sulfure d'hydrogène est produit par la décomposition des matières organiques en l'absence d'oxygène, mais il peut également y avoir réduction directe des sulfates en sulfure d'hydrogène en présence de bactéries sulfato-réductrices. Le sulfure d'hydrogène est largement présent dans les sédiments et l'eau, ainsi que dans les déchets biologiques.

Étant donné que certains de ces paramètres sont généralement mesurés, manipulés et surveillés ensemble, nous les décrivons en sous-groupes dans le présent document :

- » Calcium et magnésium : le calcium et le magnésium sont les principaux cations qui contribuent à la dureté de l'eau.
- » Chlorures et sulfates : les chlorures et les sulfates sont surtout associés à des préoccupations d'ordre esthétique, mais ils présentent également des problèmes opérationnels liés à la corrosion.
- » MDT : les MDT sont un facteur déterminant du goût de l'eau et de son acceptation par les consommateurs. Des concentrations élevées de MDT posent également des problèmes opérationnels liés à l'incrustation.
- » Sulfure d'hydrogène : cette substance dégage une odeur nauséabonde d'œuf pourri; c'est souvent la principale raison pour laquelle on l'enlève lors du traitement de l'eau.

1.1 Propriétés, utilisations et sources dans l'environnement

Les paramètres examinés dans le présent document sont les principaux cations et anions présents à l'état naturel dans les eaux canadiennes; c'est dans les aquifères souterrains que ces paramètres sont les plus répandus.

1.1.1 Calcium, magnésium et dureté

La dureté de l'eau est définie comme étant la somme de tous les cations multivalents présents dans une solution. Les principaux ions responsables de la dureté sont le calcium et le magnésium. Bien que la dureté soit causée par le calcium, le magnésium et divers autres métaux, la définition simple de la dureté de l'eau est la quantité de calcium et de magnésium dissous dans l'eau. Les ions de strontium, de fer, de baryum et de manganèse contribuent également à la dureté globale de l'eau, mais ils sont généralement présents en concentrations inférieures. Du point de vue du consommateur, l'eau dure peut être perçue comme une eau ayant une capacité réduite à réagir avec le savon. En effet, l'eau dure a besoin d'une quantité considérable de savon pour produire de la mousse. De plus, elle provoque l'incrustation des conduites d'eau chaude, des chauffe-eau et d'autres appareils électroménagers (Davis, 2010; Crittenden et coll., 2012).

Les eaux souterraines sont généralement plus dures que les eaux de surface, elles sont plus riches en acide carbonique ou en dioxyde de carbone dissous, et leur pouvoir solvatant est habituellement élevé. De longs temps de séjour de l'eau dans des formations géologiques riches en calcium (par exemple la calcite, le gypse et la dolomie) peuvent conduire à des niveaux de dureté pouvant atteindre plusieurs milliers de milligrammes par litre. Les temps de séjour et la solubilité peuvent varier selon les saisons dans certains aquifères.

Les principales sources du magnésium contenu dans les eaux naturelles sont les minéraux ferromagnésiens des roches ignées et les carbonates de magnésium des roches sédimentaires. Les principales sources naturelles contribuant à la dureté de l'eau sont les roches sédimentaires, les eaux d'infiltration dans le sol et le ruissellement.





Tableau 1. Propriétés physicochimiques du calcium et du magnésium

Propriété	Calcium	Magnésium
Numéro attribué par le Chemical Abstracts Service (CAS)	7440-70-2	7439-95-4
Formule moléculaire	Ca	Mg
Masse molaire (g/mol)	40,078	24,3050
Point de fusion	842 °C, 1 115 K	648,8 °C, 921,8 K
Point d'ébullition	1 484 °C, 1 757 K	1 090 °C, 1 363 K
Masse volumique à la température ambiante (g·cm ⁻³)	1,55	1,738

Le calcium est le cinquième élément naturel le plus abondant et constitue la principale source de dureté de l'eau. Parmi les formes les plus courantes de calcium, mentionnons le carbonate de calcium (CaCO₃), le gypse (CaSO₄·2H₂O), l'anhydrite (CaSO₄) et la fluorine (CaF₂) (Yaroshevsky, 2006; Crittenden et coll., 2012). Les eaux de surface contiennent généralement des concentrations de calcium plus faibles que les eaux souterraines. On a notamment observé dans certaines régions du pays une diminution des concentrations de calcium dans les sources d'eau de surface. En comparant les concentrations observées dans les années 1980 à celles des années 2000, on a constaté une diminution du calcium dans plusieurs lacs boréaux dont la teneur en calcium était déjà faible (Jeziorski et coll., 2008). On croit que cette diminution serait attribuable à la réduction des apports de calcium dans les plans d'eau par le sol, les précipitations acides ayant été fortement réduites au cours de cette période. La présence accrue des moules zébrées envahissantes causerait également la diminution des concentrations de calcium dans certaines sources d'eau de surface (Chapra et coll., 2012).

Le magnésium est le huitième élément naturel le plus abondant, et on le trouve généralement dans des minéraux tels que la magnésite, la dolomite, l'olivine, la serpentine, le talc et l'amiante. Il est présent dans toutes les eaux naturelles et contribue largement à la dureté de l'eau. L'eau provenant de régions riches en roches magnésiennes peut contenir entre 10 mg/L et 50 mg/L de magnésium. Les sulfates et les chlorures de magnésium sont très solubles, et l'eau en contact avec ces dépôts peut contenir plusieurs centaines de milligrammes de magnésium par litre. Les effluents industriels peuvent contenir des concentrations de magnésium tout aussi élevées. Le calcium et le magnésium peuvent également être introduits intentionnellement dans un approvisionnement d'eau potable lors du traitement de l'eau. Lorsque la dureté est extrêmement faible (comme l'eau douce) dans un système d'approvisionnement en eau potable, il peut être nécessaire d'ajouter du calcium ou du magnésium à l'eau pour réduire les effets de la corrosion en aval. Les sources de dureté peuvent comprendre l'utilisation d'un contacteur au calcaire ou avec billes, ou l'injection directe d'une solution ou d'une boue liquide composée d'hydroxydes de calcium ou de magnésium.

En raison de la relation entre le calcium, le magnésium et la dureté, les spécialistes convertissent souvent les concentrations de calcium et de magnésium en équivalent CaCO_3 . C'est l'unité de mesure conventionnelle de la dureté. Pour exprimer la concentration de calcium en mg/L de CaCO_3 , on multiplie la concentration de calcium par 2,5 (d'après le ratio molaire). De même, pour exprimer la concentration de magnésium en mg/L de CaCO_3 , on multiplie la concentration de magnésium par 4,1 (d'après le ratio molaire).

Le degré de dureté de l'eau potable peut être classé comme suit, en fonction de la concentration exprimée en mg/L de CaCO_3 : eau douce, eau moyennement dure (ou modérément dure), eau dure et eau très dure. Différentes plages de dureté sont décrites dans la littérature scientifique (tableau 2).

Tableau 2. Classification de la dureté de l'eau potable (mesurée en mg/L de CaCO_3)

Eau extrêmement douce (mg/L)	Eau douce (mg/L)	Eau moyennement dure ou modérément dure (mg/L)	Eau dure (mg/L)	Eau très dure (mg/L)	Référence
0–50	50–100	100–150	150–300	> 300	Davis (2010)
S.O.	0–75	75–150	150–300	> 300	AWWA et ASCE (2005)
S.O.	0 à < 50	50 à < 100	100 à < 150	> 150	Crittenden et coll. (2012)
S.O.	0 à < 60	60 à < 120	120 < 180	> 180	Tel que cité dans Crittenden et coll. (2012)
S.O.	0–60	61–120	121–180	> 180	USGS (2018)
S.O.	S.O.	60–120	120–180	> 180	Droste (2019)

S.O. – sans objet.

L'acceptation de la dureté par le public varie considérablement selon les conditions locales, la tolérance individuelle, le pH et la température de l'eau; les consommateurs peuvent s'habituer à des niveaux de dureté élevés dans leur eau. Une eau dont la dureté est supérieure à 200 mg/L est considérée comme mauvaise, mais elle est tolérée par les consommateurs; une eau dont la dureté est supérieure à 500 mg/L est inacceptable pour de nombreux usages domestiques et peut nécessiter un adoucissement. La palatabilité de l'eau dépend également de la composition ionique de celle-ci.



L'adoucissement de l'eau par échange d'ions de sodium peut introduire des niveaux élevés et indésirables de sodium dans l'eau potable. En règle générale, les enfants de moins de 8 ans ne devraient pas boire une eau contenant du sodium qui pourrait entraîner le dépassement de la limite supérieure recommandée de 1,5–1,9 g de sodium par jour (IOM, 2005). De même, l'adoucissement par échange d'ions de potassium peut introduire des niveaux indésirables de potassium qui peuvent avoir des effets négatifs sur certains segments de la population (Santé Canada, 2008). Dans les deux cas, une partie de l'eau la plus fréquemment consommée (comme celle du robinet de la cuisine) devrait contourner complètement l'adoucisseur pour éviter un apport excessif en sodium ou en potassium.

Les préoccupations d'ordre esthétique liées à la dureté de l'eau sont attribuables à la tendance des ions responsables de la dureté à précipiter (principalement sous forme de sels d'hydroxyde et de carbonate) et à former des dépôts ou incrustations à l'intérieur des conduites d'eau chaude et des chauffe-eau. Ce phénomène est généralement lié au pH et à la température. Ces deux caractéristiques modifient la solubilité du calcium et du magnésium et peuvent entraîner une sursaturation de la solution, ce qui provoque leur précipitation. Il peut alors en résulter une turbidité ou des particules visibles à l'œil nu. Selon le principal élément chimique responsable de la dureté, les consommateurs peuvent également constater une coloration de l'eau. Les dépôts de calcium et de magnésium sont généralement de couleur blanche.

Même si la dureté est causée par des cations multivalents, on parle souvent de dureté carbonatée et de dureté non carbonatée. La dureté carbonatée concerne la quantité de carbonates (CO_3^{2-}) et de bicarbonates (HCO_3^-) qui peut être précipitée par chauffage. Ce type de dureté est responsable de l'incrustation des conduites d'eau chaude et des bouilloires. La dureté non carbonatée est due à l'association des cations responsables de la dureté avec les sulfates (SO_4^-), les chlorures (Cl^-) et les nitrates (NO_3^-), ainsi que les sels de calcium et de magnésium tels que le sulfate de calcium (CaSO_4), le chlorure de calcium (CaCl_2), le chlorure de magnésium (MgCl_2) et le sulfate de magnésium (MgSO_4) (AWWA, 2016). Les substances responsables de la dureté non carbonatée sont plus facilement maintenues en solution, mais elles participent tout de même à l'inhibition du savonnage (Crittenden et coll., 2012).

Les systèmes d'approvisionnement en eau potable peuvent déterminer la quantité de CaCO_3 qui précipitera le calcium en utilisant le potentiel de précipitation de carbonate de calcium (CCPP) pour prévoir le potentiel d'incrustation (Schock et Lytle, 2011; Tang et coll., 2021). Ce potentiel peut être calculé à l'aide de divers programmes informatiques ou d'applications utilisant des chiffriers électroniques (RTW, 2008; AWWA, 2017; APHA et coll., 2017).

Dans les régions où l'eau est dure, les tuyaux domestiques peuvent être obstrués par les incrustations (Coleman, 1976). L'eau dure peut également incruster les ustensiles de cuisine et augmenter la consommation de savon. L'eau dure est donc à la fois un désagrément et un fardeau économique pour le consommateur.

L'eau dure est généralement moins corrosive que l'eau douce (Schock, 1999). Il a été indiqué qu'une dureté comprise entre 80 mg/L et 100 mg/L de CaCO_3 assure un équilibre acceptable entre la corrosion et l'incrustation (Bean, 1968). D'autres seuils gustatifs pour les constituants mineurs de la dureté sont présentés dans les recommandations pour la qualité de l'eau potable concernant le manganèse et le fer (Santé Canada, 2019, 2024a).

L'alcalinité sert à contrôler l'intensité du pouvoir tampon dans la plupart des systèmes d'approvisionnement en eau potable grâce à des ions bicarbonate et carbonate. L'alcalinité et la dureté sont liées par des ions communs formés dans les systèmes aquatiques. Étant donné que la fraction carbonatée de dureté (exprimée en équivalents CaCO_3) est chimiquement équivalente aux bicarbonates d'alcalinité présents dans l'eau, elle est également exprimée en milligrammes de CaCO_3 par litre (mg/L en CaCO_3). Comme l'alcalinité de la plupart des eaux de surface canadiennes est due à la présence de carbonates et de bicarbonates, leur alcalinité est semblable à leur dureté (Thomas, 1953). Des renseignements supplémentaires portant sur l'alcalinité se trouvent dans le document technique sur le pH (Santé Canada, 2015).

La dureté peut également être mesurée en grains par gallon, où un grain par gallon est équivalent à 17,1 mg/L de CaCO_3 (annexe E).

1.1.2 Chlorures et sulfates

Les chlorures sont largement répandus dans la nature, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl); ils constituent environ 0,05 % de la lithosphère. Ce sont les océans qui contiennent de loin la plus grande quantité de chlorures dans l'environnement. Des gisements souterrains de sel ont été découverts dans la plupart des provinces canadiennes. On trouve des gisements en couches dans le sud-ouest de l'Ontario, en Saskatchewan et en Alberta, et des gisements en dôme en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick, en Ontario, au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta.

Chapra et coll. (2012) ont décrit les tendances à long terme des principaux ions dans le système des Grands Lacs. Ils ont noté que les concentrations minimales de chlorure dans le lac Ontario et le lac Érié ont été atteintes vers 1995 et 1985, respectivement, et qu'elles ont augmenté lentement au cours des années suivantes. La Commission géologique du Canada (2014) a constaté que les concentrations de chlorures avaient augmenté dans les puits municipaux urbains et que des concentrations de chlorures aussi élevées que 14 000 mg/L



ont été trouvées dans les eaux souterraines peu profondes près des autoroutes à Toronto en raison de l'utilisation de sel de voirie pendant l'hiver. Les concentrations de chlorures dans toute la zone supérieure des Grands Lacs ont augmenté de façon constante depuis les années 1960. La tendance à l'augmentation des concentrations de chlorures a été observée dans toute l'Amérique du Nord (Kaushal et coll., 2018, 2021).

Les sulfates sont présents à l'état naturel dans de nombreux minéraux, dont la baryte (BaSO_4), l'epsomite ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Les sulfates sont rejetés dans le milieu aquatique avec les déchets des industries qui emploient des sulfates et de l'acide sulfurique, notamment les mines et les fonderies, les usines de pâtes et papiers kraft, les usines de textiles et les tanneries. Le sulfate d'aluminium (alun) sert de coagulant dans le traitement de l'eau potable, et le sulfate de cuivre est utilisé pour combattre les algues bleues (cyanobactéries) dans les eaux brutes et les systèmes publics d'approvisionnement en eau potable aux États-Unis. Les concentrations de sulfates diminuent lentement dans les lacs Érié et Ontario en raison de la réduction des effets des pluies acides causées par les activités industrielles. Dans les autres Grands Lacs (Michigan, Huron et Supérieur), les concentrations de sulfates sont restées stables au cours des 50 dernières années (Chapra et coll., 2012).

Le dioxyde de soufre (SO_2) atmosphérique, formé par la combustion de combustibles fossiles et par les procédés de grillage utilisés en métallurgie, peut également contribuer à la teneur en sulfates des eaux de surface. Des sulfates ou des produits à base d'acide sulfurique servent aussi dans la fabrication de nombreux produits chimiques, teintures, verres, papiers, savons, textiles, fongicides, insecticides, agents astringents et émétiques. Ils sont également utilisés dans les industries minière, papetière, de la métallurgie et du placage, dans le traitement des eaux usées et dans le traitement du cuir.

Tableau 3. Propriétés physicochimiques du chlorure et du sulfate

Propriété	Chlorure	Interprétation	Sulfate	Interprétation
Numéro attribué par le Chemical Abstracts Service (CAS)	16887-00-6	S.O.	14808-79-8	S.O.
Formule moléculaire	Cl^-	S.O.	SO_4^{-2}	S.O.
Masse molaire (g/mol)	35,45	S.O.	96,064	S.O.
Point de fusion	101 °C	S.O.	S.O.	S.O.
Point d'ébullition	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Masse volumique à la température ambiante	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Solubilité	6,3 mg/mL à 25 °C	Solubilité élevée	S.O.	S.O.

S.O. – sans objet.

Des études ont montré que les chlorures et les sulfates ont un effet sur la corrosion des réseaux de distribution, en particulier sur la corrosion des conduites et des composants métalliques. Le ratio massique chlorure/sulfate (RMCS) sert d'indicateur du potentiel de corrosion galvanique, en particulier pour le plomb. Dudi et Edwards (2004) ont démontré de manière concluante qu'un RMCS supérieur à 0,58 augmentait le relargage du plomb à partir du laiton à cause des connexions galvaniques. Le type de coagulant utilisé peut avoir des répercussions sur le RMCS de l'eau distribuée CSMR (Edwards et coll., 2007; Renner, 2006). Il existe de plus amples renseignements sur le contrôle de la corrosion (Santé Canada, 2025). L'indice de Larson (soit le ratio entre la somme de chlorure et de sulfate et le bicarbonate) est également important, un ratio élevé signifiant que l'eau est plus corrosive pour le fer (Larson et Skold, 1958). On a également constaté que les sulfates sont des nutriments qui jouent un rôle dans la croissance microbienne, soit en servant de carburant aux microorganismes, soit en consommant les résidus de désinfectants dans les réseaux de distribution. Pour de plus amples renseignements, consulter le document « Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution » (Santé Canada, 2022a).

Les chlorures et les sulfates peuvent jouer un rôle dans la dureté de l'eau en contribuant à la stabilité de la dureté non carbonatée. La dureté non carbonatée peut être due aux sels de chlorure de calcium, de sulfate de calcium, de chlorure de magnésium ou de sulfate de magnésium, qui sont titrés avec de l'acide éthylènediaminetétracétique (EDTA) pour déterminer la dureté de l'eau, mais ils ne sont pas considérés comme responsables de l'incrustation. Ils ne précipitent pas lorsqu'ils sont chauffés, mais ils nuisent au moussage du savon. Les sels de chlorure ou de sulfate de baryum ou de strontium contribuent aussi quelque peu à la dureté non carbonatée.

Il est très fréquent d'observer des concentrations élevées de chlorures dans l'eau potable provenant de sources souterraines. La présence de chlorures dans les sources d'eau potable peut être attribuée à diverses causes : dissolution des dépôts de sel, épandage de sels de voirie pour faire fondre la glace et la neige, effluents des industries chimiques, exploitation des puits de pétrole, eaux usées, drainage et irrigation, lixiviats de déchets, émanations volcaniques, embruns et intrusion d'eau de mer dans les zones côtières. Chacune de ces sources peut entraîner une contamination locale des eaux de surface et des eaux souterraines. Les ions chlorure sont très mobiles et finissent par être transportés dans des bassins fermés ou dans les océans.



Le chlorure de sodium est largement utilisé dans la production de substances chimiques industrielles comme la soude caustique (hydroxyde de sodium), le chlore, la soude (carbonate de sodium), la chlorite de sodium, le bicarbonate de sodium et l'hypochlorite de sodium. Au Canada, le chlorure de sodium et, dans une moindre mesure, le chlorure de calcium (CaCl_2) servent au déneigement et au déglçage. La quantité utilisée annuellement est estimée à environ 5 millions de tonnes de sel en hiver (Environnement et Changement climatique Canada, 2018). Une grande partie de ce sel de voirie pénètre directement dans les plans d'eau de surface locaux lors de la fonte printanière (Pieper et coll., 2018). Cependant, il a été démontré qu'une partie du sel s'accumule dans les sols et les formations géologiques en subsurface. Il en résulte une libération tardive dans le milieu aquatique environnant au cours des saisons suivantes et donc des concentrations élevées de sodium et de chlorures tout au long de l'année (Robinson et coll., 2017). Des niveaux élevés de chlorure augmentent la corrosivité de l'eau pour les composants des puits et de la plomberie et les appareils ménagers et peuvent mobiliser les métaux lourds, ainsi que les radionucléides, des dépôts géologiques naturels et des sols (Pieper et coll., 2018; Lazur et coll., 2020). La contamination de l'eau potable par les sels de voirie est généralement limitée aux puits situés à proximité des routes revêtues et des zones d'épandage intensif, et elle dépend de la topographie environnante (Commission géologique du Canada, 2014). L'usage annuel de sel pendant les mois d'hiver est passé de 3,6 millions de tonnes en 1984 (Prud'homme, 1985) à environ 5 millions de tonnes en 2018 (Environnement et Changement climatique Canada, 2001, 2018).

Les sels de sulfate de sodium, de potassium et de magnésium sont tous solubles dans l'eau, alors que les sulfates de calcium et de baryum et les sulfates de métaux lourds ne le sont pas. Les sulfates sont présents à l'état naturel dans de nombreux minéraux, dont la baryte (BaSO_4), l'epsomite ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) et le gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). L'interconversion réversible des sulfates et des sulfures dans le milieu naturel est connue sous le nom de « cycle du soufre ». Les sulfates sont rejetés dans le milieu aquatique avec les déchets des industries qui emploient des sulfates et de l'acide sulfurique, notamment les mines et les fonderies, les usines de pâtes et papiers kraft, les usines de textiles et les tanneries.

Le rejet de solutions de régénération de résine à base de chlorure de sodium peut contribuer à la présence chlorure dans l'environnement, ainsi que d'autres contaminants qui ont été enlevés de l'eau (comme le baryum ou l'arsenic). Les ressources destinées aux propriétaires utilisant des résines pour l'échange d'ions comprennent une fiche d'information publiée dans le but de minimiser les quantités de sel de régénération (Missouri Department of Natural Resources, 2024).

1.1.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Les MDT représentent la somme de toutes les substances dissoutes (matières ioniques, moléculaires et colloïdales) présentes dans un échantillon d'eau. Les principaux ions contribuant aux MDT sont le calcium, le magnésium, le sodium, les chlorures et les sulfates.

Les MDT présentes dans les approvisionnements d'eau proviennent de sources naturelles, des égouts, du ruissellement urbain et agricole, et des eaux usées industrielles (Droste, 1997). La concentration de MDT dépend de la solubilité du sol et de la roche ainsi que du temps de contact, qui peut varier selon les saisons dans certains aquifères. Au Canada, les sels de voirie utilisés pour le déglacage des routes peuvent contribuer de manière significative à la charge en MDT des approvisionnements d'eau (Chapra et coll., 2012).

L'eau contenant moins de 1 000 mg/L de MDT est considérée comme de l'eau douce, tandis que l'eau dont la concentration de MDT est comprise entre 1 000 mg/L et 10 000 mg/L est considérée comme de l'eau saumâtre (Crittenden et coll., 2012). La concentration de MDT dans l'eau varie en fonction de la solubilité des divers minéraux dans diverses régions géologiques. La concentration de MDT dans l'eau en contact avec du granite, du sable siliceux, un sol bien lessivé ou d'autres matières relativement insolubles peut être inférieure à 30 mg/L.

Les MDT sont généralement associées à des concentrations élevées d'ions qui augmentent la conductivité de l'eau et peuvent perturber la formation d'un film protecteur. Lorsque la dureté est le principal facteur contribuant aux MDT, l'eau peut être corrosive pour le cuivre. Lorsque les sulfates et les chlorures sont les principaux anions contribuant aux MDT, l'eau peut être corrosive pour les matériaux à base de fer (Schock, 1999). Une teneur élevée en MDT peut également entraîner l'incrustation des réseaux de distribution et des appareils électroménagers (Van der Aa, 2003).

1.1.4 Sulfure d'hydrogène

Le sulfure d'hydrogène (H_2S) est un gaz naturel produit par la décomposition des matières organiques en l'absence d'oxygène; il peut également se former par réduction directe des sulfates par des bactéries sulfato-réductrices. Le sulfure d'hydrogène est largement présent dans les sédiments et l'eau, ainsi que dans les déchets biologiques.

On estime que les sources naturelles représentent 60 % à 90 % du sulfure d'hydrogène présent dans l'atmosphère de la planète (U.S. EPA, 1993a; Watts, 2000). Le sulfure d'hydrogène est produit naturellement par la réduction bactérienne non spécifique et anaérobie des sulfates et des composés organiques contenant du soufre, tels les protéines et les acides aminés (Hill, 1973). Il est présent à l'état naturel dans le pétrole brut, le gaz



naturel, les gaz volcaniques et les sources chaudes, et il est libéré principalement sous forme de gaz. Le sulfure d'hydrogène est également présent naturellement dans divers milieux environnementaux, notamment les sédiments aquatiques anaérobies et les eaux souterraines, en raison principalement de la réduction bactérienne d'autres formes de soufre.

Tableau 4. Propriétés physicochimiques du sulfure d'hydrogène

Propriété	Sulfure d'hydrogène	Interprétation
Numéro attribué par le Chemical Abstracts Service (CAS)	7783-06-4	S.O.
Formule moléculaire	H ₂ S	S.O.
Masse molaire (g/mol)	35,45	S.O.
Point de fusion (°C)	-85,49	S.O.
Point d'ébullition (°C)	-60,33	S.O.
Masse volumique à la température ambiante	1,5392 g/L à 0 °C et 760 mm Hg	S.O.
Solubilité	3 980 mg/L à 20 °C	Solubilité élevée

S.O. – sans objet.

Le sulfure d'hydrogène peut être libéré à la suite d'activités agricoles et de procédés industriels. Ces rejets comprennent ceux qui sont des sous-produits des activités du secteur pétrolier, car le gaz naturel et les gaz associés au pétrole brut contiennent du sulfure d'hydrogène à des concentrations allant de quantités traces jusqu'à 70 % à 80 % par volume (Pouliquen et coll., 1989; Environnement Canada, 2004a). Le sulfure d'hydrogène peut également être produit lors de la fracturation hydraulique (Kahrilas et coll., 2015; Marriott et coll., 2016). Parmi les autres sources anthropiques, mentionnons le stockage du lisier liquide (Blunden et Aneja, 2008; Kim et coll., 2008), les usines de pâtes et papiers kraft (Teschke et coll., 1999; IPCS, 2003; ATSDR, 2006; Janssen et coll., 2009), les décharges (IPCS, 2003; ATSDR, 2006; Kim, 2006), la décomposition des déchets organiques lors du traitement des eaux usées (Muezzinoglu, 2003) et d'autres procédés industriels, dont le raffinage des métaux (MEO, 2007; INRP, 2023). Les rejets dans l'environnement se font surtout sous forme d'émissions dans l'air ambiant, quoique les sulfures (y compris le sulfure d'hydrogène) puissent également être évacués dans l'eau dans des conditions environnementales précises.

Lorsqu'il réagit avec les ions métalliques, le sulfure d'hydrogène peut accélérer la corrosion, qui peut devenir apparente quelques mois plus tard seulement. Le sulfure d'hydrogène peut réagir avec les tuyaux en fer, en acier et en cuivre ainsi qu'avec les tuyaux galvanisés et former des eaux noires, même en l'absence d'oxygène (Schock et Lytle, 2011). Des études ont montré que, dans certaines eaux, le sulfure d'hydrogène joue un rôle dans la dégradation des tuyaux en béton et en amiante-ciment (LeRoy et coll., 1996; Vollertsen et coll., 2008; Correa et coll., 2010; Radlinks et Wolf, 2016).

1.2 Exposition

Des données de surveillance des eaux canadiennes ont été obtenues des provinces (sources municipales et non municipales). Aucune donnée n'a été reçue des territoires. Les données provenaient de divers approvisionnements d'eau au Canada, à savoir des eaux de surface et des eaux souterraines, ainsi que de l'eau traitée et distribuée ayant fait l'objet d'une surveillance (British Columbia Ministry of Health, 2021; Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, 2021; Ministère du Développement durable du Manitoba, 2021; Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2021; Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse, 2021; Saskatchewan Water Security Agency, 2021; Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard, 2021; Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick, 2021; Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador, 2021). Les données d'exposition fournies reflètent les différentes limites de détection (LD) des laboratoires accrédités utilisés par les secteurs de compétence, ainsi que leurs programmes de surveillance respectifs. Par conséquent, l'analyse statistique des données d'exposition ne fournit qu'une vue partielle de la situation.

Les concentrations des paramètres étudiés dans les eaux souterraines brutes sont généralement plus élevées que dans les eaux de surface brutes. Les concentrations dans les eaux souterraines brutes sont présentées dans les [tableau 5](#) et [6](#). Les tableaux complets pour chaque paramètre dans différents types d'eau sont présentés à l'[annexe B](#).

En général, les niveaux mesurés de calcium, de magnésium, de dureté, de chlorures, de sulfates et de MDT étaient plus élevés dans les eaux souterraines brutes que dans les eaux de surface brutes. Toutefois, il convient de noter qu'en Saskatchewan, les eaux de surface brutes présentaient généralement des niveaux plus élevés de calcium, de magnésium, de dureté, de sulfates et de MDT que les eaux souterraines brutes. Dans les puits privés, on a constaté des tendances semblables à celles de l'eau brute provenant des installations de traitement d'eau potable. Pour plusieurs paramètres, on a observé des fluctuations entre l'eau traitée et l'eau distribuée.



Les valeurs médianes pour le calcium et les chlorures étaient généralement inférieures aux valeurs basées sur la santé (VBS) déterminées pour ces substances, qui sont respectivement de 300 mg/L et de 470 mg/L (voir la [section 3.0](#)). Cependant, dans la plupart des provinces (Colombie-Britannique, Manitoba, Terre-Neuve, Nouvelle-Écosse, Ontario, Île-du-Prince-Édouard, Québec et Saskatchewan), la valeur maximale enregistrée pour le calcium dépassait la VBS. Pour les chlorures, la valeur maximale observée dans chaque province dépassait la VBS. Des données de surveillance limitées ont été fournies pour le sulfure

Tableau 5. Concentration médiane des paramètres opérationnels dans les eaux souterraines brutes au Canada, mesurée dans l'eau provenant des systèmes d'approvisionnement en eau potable

Province	Calcium (mg/L)	Magnésium (mg/L)	Dureté (mg/L de CaCO ₃)	Chlorures (mg/L)	Sulfates (mg/L)	MDT (mg/L)	Sulfures (mg/L)
Colombie-Britannique	59,1	13,2	215	6,3	29,7	S.O.	S.O.
Île-du-Prince-Édouard	36,6	12,5	159	18,5	7,8	208	S.O.
Manitoba	73,7	40	368	18,4	60,4	521	S.O.
Nouveau-Brunswick	27,4	3,9	92	35,6	15	131	0,05
Nouvelle-Écosse	33,8	5,8	120	30	13	202	0,05
Ontario	85,7	25,3	320	70,3	34	448	0,03
Saskatchewan	128	50,5	532	13,2	320	1 210	S.O.
Terre-Neuve	27,5	6	96	25,5	8	181	S.O.

MDT – matières dissoutes totales; S.O. – sans objet.

Tableau 6. Concentration médiane des paramètres opérationnels dans les eaux souterraines brutes au Canada, mesurée dans l'eau provenant de puits privés

Province	Calcium (mg/L)	Magnésium (mg/L)	Dureté (mg/L de CaCO ₃)	Chlorures (mg/L)	Sulfates (mg/L)	MDT (mg/L)	Sulfures (mg/L)
Colombie-Britannique	59,1	12,9	234,5	6,4	32,6	S.O.	S.O.
Île-du-Prince-Édouard	32,5	13,1	136,4	14,8	6,4	214	S.O.
Nouvelle-Écosse	27	4	98	21	11	180	S.O.
Québec	44,3	10,9	166	91,2	40,7	684	0,075

MDT – matières dissoutes totales; S.O. – sans objet.

Santé Canada a réalisé plusieurs études ciblées sur l'eau potable dans lesquelles ces paramètres opérationnels ont été mesurés ([annexe C](#); Santé Canada, 2022c).

- » Les données de l'étude nationale sur l'eau potable menée en 2009–2010 par Santé Canada figurent à l'[annexe C.1](#).
- » En 2007, une étude ciblée a été menée auprès d'installations de traitement de l'eau alimentées par des sources d'eau à forte teneur en bromure. Dans le cadre de cette enquête, des données sur le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates et les MDT ont également été recueillies, et les résultats figurent à l'[annexe C.2](#).
- » En 2012–2013, une étude nationale ciblée a été menée auprès d'installations de traitement de l'eau alimentées par des sources d'eau à forte teneur en sodium et en ammonium naturellement présent, dans lesquelles des chloramines étaient utilisées. Dans le cadre de cette étude, des données sur le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates et les MDT ont également été recueillies, et les résultats figurent à l'[annexe C.3](#).

Il existe des cartes hydrogéologiques montrant les niveaux de calcium, de magnésium, de dureté, de chlorures, de sulfates et de MDT dans les eaux de surface et les eaux souterraines (Ministère des Pêches et de l'Environnement, 1978a, 1978b, 1978c). Un aperçu détaillé des eaux souterraines du Canada est également disponible (Commission géologique du Canada, 2014).



2.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES À LA SANTÉ

2.1 Calcium, magnésium et dureté

2.1.1 Essentialité

Le magnésium et le calcium, les deux principaux cations responsables de la dureté de l'eau, sont des minéraux essentiels et bénéfiques pour la santé humaine à maints égards (IOM, 1997, 2011; Silva et coll., 2019). Les autres minéraux essentiels qui contribuent à la dureté de l'eau sont le cuivre, le fer, le manganèse et le zinc (Silva et coll., 2019; Water Resources, 2019). L'aluminium, le baryum, le cadmium et le plomb contribuent également à la dureté de l'eau, mais ce sont des éléments non essentiels (Exley, 2013; Chellan et Sadler, 2015; Water Resources, 2019). Le strontium est probablement un oligo-élément non essentiel (Bain et coll., 2009; Zhao et coll., 2015).

Le magnésium agit comme cofacteur dans plus de 300 réactions enzymatiques, et il joue un rôle indispensable dans l'homéostasie électrolytique ainsi que dans la synthèse des glucides, des lipides, des acides nucléiques et des protéines. Il est nécessaire à certaines fonctions précises dans divers organes, par exemple dans les systèmes cardiovasculaire et neuromusculaire (Wacker et Parisi, 1968; Cowan, 2002; Romani, 2013; EFSA, 2015a).

Le calcium joue un rôle important dans plusieurs fonctions physiologiques, dont la formation et la résorption des os, la médiation de la contraction vasculaire et de la vasodilatation, la fonction musculaire, la transmission nerveuse, la signalisation intracellulaire, la coagulation sanguine et la sécrétion hormonale (Campbell, 1990; Brown, 1991; Peacock, 2010; IOM, 2011; EFSA, 2015b).

Si l'apport alimentaire en calcium ne suffit pas à répondre aux besoins physiologiques, le squelette libère du calcium (résorption osseuse) afin de maintenir les concentrations sanguines dans la plage requise par les fonctions cellulaires et tissulaires normales. Il peut en résulter le rachitisme, l'ostéomalacie, l'ostéoporose et un risque accru de fractures (EFSA, 2015b). Un apport insuffisant en calcium a également été associé à des risques accrus de calculs rénaux, de cancer colorectal, d'hypertension et d'accident vasculaire cérébral, de maladie coronarienne, de résistance à l'insuline et d'obésité (OMS, 2011).

Une carence en magnésium et en calcium peut nuire à la santé humaine, tandis qu'un apport accru se traduit généralement par des effets bénéfiques pour la santé. La carence en magnésium serait liée à un risque accru de maladie cardiovasculaire, d'hypertension artérielle, de diabète, d'ostéoporose, de cancers ainsi que de troubles rénaux et gastro-intestinaux (Tucker et coll., 1999; Anastassopoulou et Theophanides, 2002; Catling et coll., 2008; Rude et coll., 2009; Dong et coll., 2011; Rodríguez-Morán et coll., 2011; Kass et coll., 2012; Del Gobbo et coll., 2013; EFSA, 2015a; Zhang et coll., 2016; Rapant et coll., 2019). Une hypocalcémie et une hypokaliémie peuvent également survenir, ce qui peut entraîner des symptômes neurologiques ou cardiaques en présence d'une hypomagnésémie marquée ($< 0,5$ mmol/L) (EFSA, 2015a). La perte d'appétit, la fatigue, les spasmes musculaires et la faiblesse peuvent être des signes de carence en magnésium (Bowman et Russell, 2006).

2.1.2 Effets bénéfiques

Selon certains auteurs, la consommation d'eau dure assurerait une protection contre l'ostéoporose, le déclin des fonctions cognitives chez les personnes âgées, un faible poids à la naissance, divers cancers et le diabète sucré (Burton et Comhill, 1977; Yang et coll., 1997, 1998, 1999, 2000a; Rosborg et Kozisek, 2020). Un apport plus élevé en magnésium et/ou en calcium aurait un effet protecteur contre les maladies cardiovasculaires, les accidents vasculaires cérébraux, la prééclampsie chez les femmes enceintes, l'hypertension artérielle et le syndrome métabolique (Melles et Kiss, 1992; Catling et coll., 2008; Nie et coll., 2013; Poursafa et coll., 2014; Chen et coll., 2015; Khan et coll., 2015; Moore-Schiltz et coll., 2015; Anderson et coll., 2016; Hofmeyr et coll., 2018; Cormick et coll., 2022).

Une augmentation de l'apport en magnésium et en calcium assurerait également une protection contre divers cancers, notamment le cancer colorectal, le cancer de la prostate, le cancer du sein, le cancer de l'ovaire et le cancer du foie (Yang et coll., 2000a, 2000b; Kesse et coll., 2006; Chen et coll., 2010; Keum et coll., 2014; Aune et coll., 2015; Bonovas et coll., 2016; Hidayat et coll., 2016; Song et coll., 2017; Wesselink et coll., 2020; Zhong et coll., 2020; Shah et coll., 2021). Une augmentation de l'apport en calcium a un effet positif sur la santé des os, car cela augmente la densité minérale osseuse, réduit les taux d'hormone parathyroïdienne circulante et les marqueurs du renouvellement osseux, et diminue le risque de fractures (Guillemant et coll., 2000; Meunier et coll., 2005; Silk et coll., 2015; Tai et coll., 2015; Weaver et coll., 2016; Liu et coll., 2020).



2.1.3 Effets nocifs

La dureté, le magnésium et le calcium ont un faible potentiel de toxicité par l'intermédiaire de l'eau potable chez l'humain. Des effets nocifs associés à un apport excessif en magnésium ou en calcium, ou encore à des niveaux élevés de dureté ont rarement été rapportés (OMS, 2009, 2011; Cotruvo et coll., 2017). Aucun effet nocif n'a été associé à l'ingestion de magnésium provenant de sources alimentaires; toutefois, la prise de suppléments de magnésium à une dose supérieure à l'apport quotidien recommandé peut entraîner des symptômes tels qu'une diarrhée osmotique (IOM, 1997; OMS, 2009, 2011). Une eau à très forte teneur en magnésium, associée à une forte teneur en sulfates (concentrations combinées > 400 mg/L), peut provoquer une diarrhée transitoire (Rosborg et Kozisek, 2020). Une eau à très forte teneur en magnésium, associée à un niveau élevé de MDT, peut augmenter le risque de calculs rénaux et d'autres types de calculs ainsi que de problèmes d'arthrite (Kozisek, 2020). Les symptômes d'un excès de magnésium peuvent inclure une altération de l'état mental, des diarrhées, une perte d'appétit, une faiblesse musculaire, des difficultés respiratoires, une pression artérielle basse et un rythme cardiaque irrégulier. Toutefois, les effets nocifs associés à l'ingestion de magnésium sont très probablement dus à un excès de magnésium dû à la prise de suppléments, et ils ne se produisent généralement pas chez les personnes dont la fonction rénale est normale (OMS, 2009, 2011; Rosborg et Kozisek, 2020). De même, il est difficile, voire impossible, d'obtenir un apport excessif en calcium uniquement à partir de la consommation d'aliments, et il est peu probable qu'une hypercalcémie survienne en cas d'apport élevé en calcium uniquement à partir de l'alimentation, en raison d'un mécanisme d'absorption intestinale étroitement régulé, l'excès de calcium étant excrété par les reins (OMS, 2009, 2011; IOM, 2011). L'apport excessif en calcium et l'hypercalcémie peuvent être causés par la prise de suppléments à forte teneur en calcium, en particulier lorsqu'ils sont accompagnés de suppléments de vitamine D, car ceux-ci peuvent augmenter l'absorption du calcium (Aloia et coll., 2014; EFSA, 2015b). La prise de calcium provenant de suppléments au-delà de l'apport maximal tolérable (AMT) (1 000 à 3 000 mg par jour selon le stade de la vie) augmente le risque d'hypercalcémie, d'hypercalciurie, de calcification vasculaire et des tissus mous, de calculs rénaux, de cancer de la prostate, de constipation, et d'interactions avec le fer et le zinc (IOM, 2011). Les symptômes cliniques d'une hypercalcémie persistante sont la fatigue, la faiblesse musculaire, l'anorexie, les nausées, les vomissements, la constipation, l'arythmie tachycardique, la calcification vasculaire et des tissus mous, le retard de croissance et la perte de poids (EFSA, 2015b). L'hypercalcémie peut provoquer une insuffisance rénale ainsi qu'une calcification vasculaire et des tissus mous, dont une calcinose conduisant à une néphrocalcinose et à des calculs rénaux (IOM, 2011). L'exposition cutanée à une eau très dure peut exacerber la dermatite atopique (McNally et coll., 1998; Miyake et coll., 2004; Perkin et coll., 2016).

2.1.4 Génotoxicité et cancérogénicité

La mutagénicité du magnésium et du calcium a été jugée négligeable en présence ou pas du mélange S9 par Fujii et coll. (2016), qui ont réalisé un test d'Ames en utilisant 0,031 à 0,25 mol/L de Mg(II) et 0,031 mol/L à 0,25 mol/L de Ca(II), avec *Salmonella typhimurium* TA100 comme souche bactérienne. Sanders et coll. (2015) ont eu recours au test des comètes pour évaluer la génotoxicité du sulfate de magnésium sur des cellules de phéochromocytome (PC-12) cultivées à partir de la médullaire de la glande suprarénale de rat. Ils ont observé une augmentation des dommages à l'ADN dépendante de la concentration, avec un pourcentage de dommages de 8,1 % à la concentration de 5,01 µg/mL. À 50,01 µg/mL, le pourcentage de dommages à l'ADN était de 10,8 %.

Ribeiro et coll. (2004) ont étudié le potentiel génotoxique de l'hydroxyde de calcium en réalisant le test des comètes sur des cellules de lymphome de souris et des fibroblastes humains. Les résultats ont montré que l'hydroxyde de calcium, à des concentrations de 20 µg/mL à 80 µg/mL, ne provoquait pas de dommages à l'ADN dans les cellules de mammifères.

Le magnésium semble jouer un rôle protecteur aux premiers stades de la cancérogenèse, mais il contribue à la prolifération des tumeurs existantes aux stades plus avancés (Anastassopoulou et Theophanides, 2002). Cela s'explique par le fait que le magnésium est nécessaire à la prolifération cellulaire. Dans les cellules néoplasiques, le magnésium intracellulaire augmente (en raison d'une diminution de l'affinité de liaison), et la synthèse des protéines et de l'ADN est favorisée (Leidi et coll., 2011). Parsons et coll. (1974) ont rapporté que le maintien d'une concentration de magnésium plasmatique inférieure à 0,8 mg/100 mL chez des patients qui avaient déjà des tumeurs entraînait généralement une régression de ces tumeurs.

Dans une étude portant sur 142 520 hommes adultes européens, une consommation élevée de calcium provenant de produits laitiers (mais pas d'autres aliments) a été positivement associée avec un risque de cancer de la prostate (Allen et coll., 2008). L'association entre la consommation de calcium présent dans les produits laitiers et le risque de cancer de la prostate découle probablement de sa forte corrélation avec d'autres aspects des produits laitiers, en particulier les protéines (Allen et coll., 2008).



2.2 Chlorures et sulfates

2.2.1 Essentialité

Le chlorure et le sulfate sont essentiels à la santé humaine. Les chlorures contribuent à la production d'acide chlorhydrique gastrique, à l'activité électrique en général (par exemple l'activité musculaire et myocardique), au maintien de la pression artérielle et de la fonction rénale, ainsi qu'à l'équilibre volumétrique et électrolytique des liquides corporels (Kataoka, 2021). Les chlorures jouent également un rôle central dans le transport de l'oxygène, les échanges gazeux et la régulation de la rénine produite par l'appareil juxtaglomérulaire (McCallum et coll., 2015; Kataoka, 2021). Les cas de carence alimentaire en chlorures sont rares. De faibles apports en chlorure ont été décrits chez deux nourrissons allaités dont le lait maternel était déficient en chlorure, chez des nourrissons ayant reçu des préparations déficientes en chlorure, et chez des patients enfants et adultes ayant consommé des produits nutritionnels liquides déficients en chlorure (Asnes et coll., 1982; Hill et Bowie, 1983; Rodriguez-Soriano et coll., 1983; Kaleita, 1986; Miyahara et coll., 2009). Chez les nourrissons, l'hypochlorémie se caractérise par un retard de croissance, une léthargie, une irritabilité, une anorexie, des symptômes gastro-intestinaux, une faiblesse, une alcalose métabolique hypokaliémique et une hématurie (Gross et coll., 1980).

Les sulfates inorganiques sont nécessaires à la synthèse du 3'-phosphoadénosine-5'-phosphosulfate (PAPS). Le PAPS, également connu sous le nom de « sulfate actif », est nécessaire à la biosynthèse de nombreux composés essentiels contenant du soufre dans l'organisme, notamment la chondroïtine sulfate, le cérébroside sulfate, le dermatane sulfate, l'héparine sulfate, la tyrosine-O-sulfate, le tauroolithocholate sulfate (sel biliaire) et l'œstrone 3-sulfate. Il existe des centaines de composés contenant du soufre dans le corps humain et ce dernier les synthétise tous, à l'exception des vitamines thiamine et biotine (IOM, 2005). Les besoins en sulfates sont satisfaits lorsque les apports atteignent les concentrations recommandées d'acides aminés soufrés, car la principale source de sulfates inorganiques pour l'humain provient du renouvellement des protéines corporelles, processus dans lequel interviennent les acides aminés soufrés que sont la méthionine et la cystéine. Ainsi, on ne trouve pas de carence en sulfates chez les personnes dont l'apport en protéines avec des acides aminés soufrés est adéquat (IOM, 2005). Toutefois, une carence en sulfates peut diminuer la coagulation sanguine et la stabilité des vaisseaux sanguins, et un faible apport par l'entremise de l'eau potable peut contribuer à la constipation (Rosborg et Kozisek, 2020).

2.2.2 Effets bénéfiques

Des études d'observation ont montré une association inverse (un effet protecteur) entre la concentration de chlorure sérique et la mortalité, toutes causes confondues, chez les patients hypertendus. Une concentration de chlorure sérique inférieure à 100 milliéquivalents par litre (mEq/L) a été associée à un risque accru de mortalité (mortalité toutes causes confondues, mortalité d'origine cardiovasculaire et mortalité d'origine autre que cardiovasculaire). Une réduction de 1,5 % de la mortalité toutes causes confondues a été observée pour chaque augmentation de 1 mEq/L de la concentration de chlorure sérique (McCallum et coll., 2013). Cependant, la concentration de chlorure sérique ne peut pas être utilisée comme marqueur de l'apport en chlorures, et il n'existe aucune étude portant sur l'association entre l'apport en chlorures ou l'excrétion urinaire de chlorures et les effets sur la santé liés aux maladies cardiovasculaires (EFSA, 2019).

Les sulfates dans l'eau potable diminuent les risques pour la santé liés à la consommation de métaux lourds en agissant comme antagonistes (Watts, 1997).

2.2.3 Effets nocifs

Le principal effet nocif d'une consommation accrue de chlorures, sous forme de chlorure de sodium, est l'élévation de la pression artérielle, qui peut causer des maladies cardiovasculaires et rénales (Luft et coll., 1979; MacGregor et coll., 1989; Johnson et coll., 2001; Sacks et coll., 2001; IOM, 2005; EFSA, 2019). Il a été démontré que l'augmentation de la pression artérielle dépend de la présence concomitante de sodium et de chlorures. Chez les sujets normotendus et les sujets hypertendus, le chlorure de sodium a entraîné une élévation plus importante de la pression artérielle moyenne que le sodium combiné à d'autres anions (Kurtz et coll., 1987; Shore et coll., 1988; Kotchen et Kotchen, 1997; McCallum et coll., 2015). En moyenne, la pression artérielle augmente progressivement avec la consommation de chlorure de sodium (IOM, 2005). Chez les personnes normotendues, on a observé une augmentation significative de la pression artérielle lors de l'ingestion d'environ 7 500 à 13 900 mg par jour de chlorure de sodium (Mascoli et coll., 1991; Ganry et coll., 1993). Les personnes souffrant d'hypertension, de diabète et de maladie rénale chronique ainsi que les personnes âgées et les Afro-Américains ont tendance à être plus sensibles aux effets du chlorure de sodium sur la pression artérielle (Tuck et coll., 1990; Weinberger, 1993; Morimoto et coll., 1997; Morris et coll., 1999; Johnson et coll., 2001; Vollmer et coll., 2001; du Cailar et coll., 2002; IOM, 2005). Des facteurs génétiques influent également sur la réponse de la pression artérielle au chlorure de sodium (Hunt et coll., 1999; Lifton et coll., 2002; IOM, 2005). Bien que rare, une toxicité aiguë peut être provoquée par l'ingestion de 500 à 1 000 mg de chlorure de sodium par kilogramme de poids corporel (kg p.c.) (Expert Group on Vitamins and Minerals, 2003). Les symptômes



comprennent des vomissements, une ulcération du tube digestif, une faiblesse musculaire et des lésions rénales, entraînant une déshydratation, une acidose métabolique et de graves effets sur le système nerveux central et périphérique. Un apport élevé en chlorure de sodium augmente l'excrétion de calcium et peut accroître le risque de formation de calculs rénaux (Castenmiller et coll., 1985; McParland et coll., 1989; Zarkadas et coll., 1989; Sakhaee et coll., 1993; Evans et coll., 1997; Lietz et coll., 1997; Expert Group on Vitamins and Minerals, 2003; Lin et coll., 2003; IOM, 2005). Cependant, il n'existe pas de preuve substantielle pointant vers une relation entre un apport excessif en chlorure de sodium et une réduction de la densité minérale osseuse (Expert Group on Vitamins and Minerals, 2003). Le sodium et le chlorure contribuent tous deux à l'aggravation des symptômes de l'asthme induit par l'exercice, effet observé après une alimentation normale ou riche en chlorure de sodium (Mickleborough et coll., 2001). Les personnes qui suivent un régime alimentaire à faible teneur en sodium ou qui doivent limiter leur exposition au sodium devraient savoir que les adoucisseurs d'eau résidentiels augmentent la concentration de sodium dans l'eau traitée. L'annexe E contient des renseignements sur l'apport en sodium résultant de l'utilisation d'un adoucisseur d'eau, par niveau de dureté.

L'ingestion de sulfates a été associée à la diarrhée osmotique et à la colite ulcéreuse. La diarrhée osmotique est généralement de courte durée, mais elle peut être plus grave chez les nourrissons (Chien et coll., 1968; Backer, 2000; IOM, 2005). L'ampleur et la nature de l'effet laxatif dépendent du sel de sulfate en cause. Les personnes qui boivent de l'eau potable contenant des sulfates à des concentrations supérieures à 500 mg/L ressentent généralement des effets laxatifs (Chien et coll., 1968; Esteban et coll., 1997; Heizer et coll., 1997; U.S. EPA, 1999b, 2003a). Les effets laxatifs peuvent se produire à des concentrations plus faibles en présence de magnésium et de sulfates (concentrations combinées > 400 mg/L) (Rosborg et Kozisek, 2020). Une déshydratation peut également survenir si le remplacement des liquides n'est pas assuré (Arnaud, 2003). L'humain semble développer une tolérance à l'eau contenant des concentrations élevées de sulfates (Schofield et Hsieh 1983). Bien que la concentration et la vitesse d'accoutumance n'aient pas été déterminées, l'accoutumance se produit généralement en une à deux semaines chez l'adulte (U.S. EPA, 1999a, 2003a).

2.2.4 Génotoxicité et cancérogénicité

Selon les données épidémiologiques, il existe une association positive entre un apport excessif en chlorure de sodium et le risque de cancer gastrique (Expert Group on Vitamins and Minerals, 2003; Wang et coll., 2009; D'Elia et coll., 2014).

Le sulfate de potassium n'a pas été mutagène à 0,83 mg/plaque, 1,66 mg/plaque, 3,33 mg/plaque et 5,00 mg/plaque pour les souches TA98 (avec et sans activation par S9) et TA100 (avec activation par S9) de *Salmonella typhimurim*. Cependant, le sulfate de potassium a montré un faible effet mutagène sur la souche TA100 en l'absence d'activation par S9, mais sans que celui-ci soit lié à la dose (Kayraldiz et coll., 2006). Kasprzak et coll. (1983) ont rapporté que le sulfate de nickel(II) n'a été ni toxique ni cancérigène deux ans après des injections intramusculaires de doses de 20 µL d'une solution de 0,2 M de sulfate de nickel(II) (4,4 µm/rat) ou de sulfate de sodium (utilisé comme solution témoin) tous les deux jours pendant quatre semaines (les rats ont reçu 15 doses de 20 µL d'une solution de 0,2 M de sulfate de nickel(II) ou de sulfate de sodium). Après examen des données sur la toxicité des additifs alimentaires contenant des sulfates, le Select Committee de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (U.S. EPA) a conclu que rien n'indique que l'acide sulfurique ou les sulfates d'ammonium, de calcium, de potassium et de sodium présentent un risque pour la santé publique lorsqu'ils sont utilisés aux concentrations actuelles ou aux concentrations auxquelles on peut raisonnablement s'attendre à l'avenir (U.S. EPA, 2003a).

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) et l'U.S. EPA n'ont pas évalué la cancérigénicité du calcium ou du sulfate.

2.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Il y a peu de données récentes sur les effets sur la santé associés à l'ingestion des MDT présentes dans l'eau potable. Les études récentes semblent se concentrer sur les effets de la dureté, plutôt que des MDT, sur la santé.

2.3.1 Essentialité

De nombreux ions qui composent les MDT, dont le magnésium, le calcium, le sodium, le chlorure et le potassium, sont des minéraux essentiels, et la consommation de ces ions en concentrations appropriées est bénéfique pour la santé humaine à maints égards. La consommation régulière d'eau distillée ou déminéralisée (c'est-à-dire avec de faibles concentrations de MDT) pendant quelques semaines ou quelques mois peut entraîner des carences en calcium, en magnésium ou en sodium, menant à une fatigue extrême, des malaises, des nausées, des maux de tête, une fragilité des ongles et des cheveux, une prééclampsie, des contractions musculaires, des crampes dans les jambes et dans l'abdomen, une acidose métabolique, une diurèse accrue et des maladies cardiovasculaires (Kozisek, 2005, 2020).



2.3.2 Effets bénéfiques

Dans une vieille étude, on a démontré une corrélation négative (un effet protecteur) significative entre les régions approvisionnées en eau à forte teneur en MDT et la mortalité par maladies cardiovasculaires chez les hommes adultes de 45 à 64 ans (Schroeder, 1960). Toutefois, de nouvelles données ont montré que cette corrélation est probablement due à une teneur élevée en magnésium ou en calcium plutôt qu'à une teneur élevée en MDT (Catling et coll., 2008; Del Gobbo et coll., 2013; Khan et coll., 2015). D'autres études ont fait état d'une relation inverse entre les concentrations de MDT dans l'eau potable et la fréquence du cancer et des maladies cardiaques athérosclérotiques (Schroeder, 1966; Burton et Comhill, 1977). Les données épidémiologiques obtenues chez des populations en Russie semblent indiquer que l'eau potable riche en minéraux peut réduire le risque d'hypertension, de maladies coronariennes, d'ulcères, de gastrite chronique, de goitre, de complications de la grossesse, de cholécystite, de néphrite, de retards de développement physique chez les enfants et de complications chez les nouveau-nés et les nourrissons (Lutaï, 1992; Mudryi, 1999).

2.3.3 Effets nocifs

Des concentrations élevées de MDT dans l'eau ne sont généralement pas nocives pour l'humain. Cependant, bien que les MDT soient composées de nombreux minéraux essentiels bénéfiques pour la santé humaine, de nombreux autres ions potentiellement nocifs peuvent également être présents. Bien que les MDT soient constituées de nombreux sels qui peuvent avoir des effets nocifs sur la santé (par exemple, l'arsenic, le bore, le cadmium, le chrome, le fluorure et le nitrate), il est peu probable que ceux-ci constituent une fraction substantielle des MDT dans les sources d'eau potable.

Des concentrations élevées (> 1 000 mg/L) de MDT peuvent provoquer chez certaines personnes un effet laxatif ou de la constipation, et accroître le risque de calculs rénaux, de problèmes d'arthrite et d'irritation des yeux et de la peau (Kahlow et coll., 2006; Hussain et coll., 2014; Meride et Ayenew, 2016; Kozisek, 2020). Selon des études menées en Russie, la consommation régulière et à long terme d'eau extrêmement riche en minéraux (MDT > 1 000 à 2 000 mg/L) augmenterait le risque de maladies touchant le système excréteur (tels que les reins et les voies urinaires), de maladies du tube digestif, de maladies ayant une incidence sur les fonctions reproductives féminines, de problèmes de développement chez les enfants, d'arthrite et de calculs (Shtannikov et Obyedkova, 1984; Shtannikov et coll., 1986; Lagutina et coll., 1990; Muzalevskaya et coll., 1993; Rylova, 2005). Au Sri Lanka, on a observé une corrélation positive et significative entre les concentrations de créatinine sérique (un signe clinique et symptôme de la maladie rénale chronique d'étiologie inconnue) et la teneur en MDT de l'eau potable (plage : 136,3 à 3 750 mg/L; moyenne : 687 mg/L) (Gobalarajah et coll., 2020).

2.3.4 Génotoxicité et cancérogénicité

Comme les MDT sont constituées de nombreux sels, il n'est pas possible de réaliser une évaluation significative de la génotoxicité et cancérogénicité des MDT. Au lieu de cela, le potentiel génotoxique et cancérogène corrélé avec des sels particuliers doit être évalué séparément. Les métaux lourds présents dans les MDT, notamment l'arsenic, le béryllium, le cadmium et le chrome(VI), sont classés comme « cancérogènes pour l'humain » par le CIRC (CIRC, 2018; Rahman et coll., 2021). Les nitrates, qui peuvent également être présents dans les MDT, sont classés comme « probablement cancérogènes pour l'humain » (groupe 2A) (CIRC, 2018). Le CIRC a également évalué la cancérogénicité potentielle de nombreuses molécules contenant du sodium, du potassium et des sulfates (CIRC, 2018). Cependant, il est peu probable que ces sels représentent une fraction substantielle des MDT dans les sources d'eau potable.

2.4 Sulfure d'hydrogène

2.4.1 Rôle biologique

Le sulfure d'hydrogène n'est pas un élément essentiel, et il est biosynthétisé de manière endogène principalement par la cystathionine β -lyase et le tandem enzymatique cystéine aminotransférase et 3-mercaptopyrivate sulfurtransférase (Kashfi et Olson, 2013). Une partie du sulfure d'hydrogène endogène est également obtenue par réduction chimique non enzymatique d'espèces soufrées réactives (c'est-à-dire les persulfures, les thiosulfates et les polysulfures) en présence d'équivalents réducteurs tels que le nicotinamide adénine dinucléotide phosphate (NADPH) et le nicotinamide adénine dinucléotide (NADH) (Cao et coll., 2019).

2.4.2 Effets nocifs

Il n'y a pas de données épidémiologiques sur la toxicité orale du sulfure d'hydrogène (OMS, 2003; ATSDR, 2016). Cependant, les sulfures alcalins irritent les muqueuses et peuvent provoquer des nausées, des vomissements et des douleurs épigastriques après ingestion (OMS, 2003). La dose orale de sulfure de sodium mortelle pour l'humain a été estimée entre 10 et 14 g (OMS, 1981).



Lorsqu'il est inhalé, le sulfure d'hydrogène présente une toxicité aiguë pour l'humain (Gosselin, 1984). On peut observer une irritation des yeux et des voies respiratoires à une concentration de 15 à 30 mg/m³, et des concentrations de 700 à 1 400 mg/m³ peuvent provoquer une perte de conscience et une paralysie respiratoire entraînant la mort (OMS, 1987). Les niveaux d'exposition au sulfure d'hydrogène qui entraînent un état de semi-conscience ou une perte de conscience temporaire (par exemple 15 à 30 minutes) peuvent provoquer des déficits neurophysiologiques, neurocomportementaux, neurocognitifs, respiratoires et ophtalmologiques persistants (Hagley et South, 1983; Tvedt et coll., 1991a; Kilburn, 1993; Snyder et coll., 1995; U.S. EPA 2003b). Une perte de conscience prolongée peut entraîner une insuffisance respiratoire, une hypoxie et la mort (Milby, 1962; Wasch et coll., 1989; Khan et coll., 1990; Tvedt et coll., 1991b; U.S. EPA, 2003b). La surexposition au sulfure d'hydrogène peut occasionner divers symptômes transitoires du système nerveux central, notamment des étourdissements, des nausées et des maux de tête, ainsi que des effets à plus long terme, comme une perte de conscience subite (aussi appelée « coup de plomb »), qui ont tous été attribués aux effets directs du sulfure d'hydrogène sur le cerveau (Milby et Baselt, 1999a). Les concentrations associées au coup de plomb et à l'œdème pulmonaire ont été estimées entre 500 et 1 000 ppm (entre 695 et 1 390 mg/m³) et entre 250 et 500 ppm (entre 348 et 695 mg/m³), respectivement (Milby et Baselt, 1999a, 1999b; Reiffenstein et coll., 1992).

2.4.3 Génotoxicité et cancérogénicité

Attene-Ramos et coll. (2010) ont mesuré la génotoxicité du sulfure d'hydrogène en réalisant le test des comètes sur des cellules épithéliales intestinales humaines (FHs 74 Int). Le sulfure d'hydrogène s'est révélé génotoxique à des concentrations comprises entre 250 et 2 000 µm. Les changements constatés dans l'expression génique ont été analysés après exposition à une seule concentration génotoxique, mais non cytotoxique, de sulfure d'hydrogène (500 µm). Des changements significatifs dans l'expression génique ont principalement été observés après une période d'exposition de 4 heures comparativement à une exposition de 30 minutes. Des fibroblastes pulmonaires humains cultivés ont été traités avec un donneur de sulfure d'hydrogène, en l'occurrence l'hydrogénosulfure de sodium (10 à 75 µm; 12 à 48 heures). L'hydrogénosulfure de sodium a provoqué une augmentation de la formation de micronoyaux (indiquant des dommages à l'ADN) et de l'arrêt du cycle cellulaire (phase G1) (Baskar et coll., 2007) dépendante de la concentration.

Les données limitées dont on dispose ne montrent pas que le sulfure d'hydrogène provoque le cancer chez l'humain (ATSDR, 2016). L'U.S. EPA a déterminé que les données sur le sulfure d'hydrogène sont insuffisantes pour en évaluer la cancérogénicité (U.S. EPA, 2003b). Le CIRC n'a pas évalué la cancérogénicité du sulfure d'hydrogène.

3.0 CALCUL DES VALEURS BASÉES SUR LA SANTÉ (VBS)

Une VBS représente une concentration d'un composé chimique dans l'eau potable qui peut être consommée au cours d'une vie sans risque important pour la santé. La VBS est élaborée à l'aide des renseignements épidémiologiques et/ou toxicologiques sur les animaux disponibles et peut servir de base à l'établissement d'une concentration maximale acceptable (CMA) au besoin. Une CMA est établie pour un composé chimique dans l'eau potable s'il répond à tous les critères suivants :

1. l'exposition au contaminant pourrait avoir des effets nocifs sur la santé;
2. le contaminant est fréquemment détecté ou on pourrait s'attendre à ce qu'il se trouve dans un grand nombre d'approvisionnements en eau potable partout au Canada;
3. le contaminant est détecté, ou pourrait être susceptible d'être détecté, à un niveau qui est d'une importance possible pour la santé.

3.1 Magnésium, calcium et dureté

3.1.1 Magnésium

Les données toxicologiques sur le magnésium sont insuffisantes pour permettre le calcul d'une VBS; en effet, on ne dispose pas de suffisamment de données sur la toxicité due à un excès de magnésium. L'Institute of Medicine (IOM) a établi pour le magnésium un AMT de 2 500 mg par jour pour les enfants de plus de 8 ans, les adolescents et les adultes (IOM, 1997). Il n'est pas possible de calculer une VBS en utilisant l'AMT établi par l'IOM (1997), car celui-ci ne s'applique pas au magnésium naturellement présent dans l'eau potable ou dans les aliments. Par ailleurs, il n'a pas été démontré que le magnésium, lorsqu'il est ingéré en tant que substance naturellement présente dans l'eau potable ou les aliments, entraîne des effets nocifs (IOM, 1997). Toutefois, on a observé des effets nocifs associés à un apport excessif en magnésium provenant de sources non alimentaires, comme divers sels de magnésium utilisés à des fins pharmacologiques, dont les laxatifs osmotiques. L'ingestion de concentrations adéquates de magnésium a un effet protecteur sur la santé humaine, tandis que les carences peuvent entraîner des effets toxicologiques nocifs. Par conséquent, aucune VBS n'est établie pour le magnésium.



3.1.2 Calcium

L'IOM (2011) a calculé des AMT pour le calcium en tenant compte de l'excrétion du calcium dans les groupes d'âges plus jeunes et de la formation de calculs rénaux dans les groupes d'âge plus avancés. L'AMT de 2 000 mg par jour établi pour les adultes de plus de 50 ans a été sélectionné comme étant la valeur la plus appropriée pour calculer une VBS pour le calcium, car il s'agit de l'AMT le plus bas pour les personnes de plus de 1 an. La VBS pour le calcium est calculée comme suit :

$$VBS = \frac{2\,000 \text{ mg/jour} \times 0,20}{1,53 \text{ L/jour}} \approx 300 \text{ mg/L}$$

où :

- » 2 000 mg/jour est l'AMT établi pour les adultes de plus de 50 ans et l'AMT le plus conservateur pour les personnes de plus de 1 an (IOM, 2011); il n'existe aucune donnée indiquant que les nourrissons sont plus sensibles à l'excès de calcium que les adultes.
- » 0,20 est le facteur d'attribution pour l'eau potable; on l'utilise comme « valeur plancher », étant donné que l'eau potable n'est pas une source majeure d'exposition au calcium et qu'il existe des données probantes de la présence généralisée de calcium dans l'un des autres milieux (comme les aliments) (Krishnan et Carrier, 2013).
- » 1,53 L/jour est le volume quotidien d'eau consommé par un adulte (Santé Canada, 2021).

La VBS protège contre les effets sur la santé de l'exposition au calcium dans l'eau potable au cours d'une vie. Étant donné que les concentrations de calcium dans l'eau canadienne sont généralement inférieures à la VBS, il a été déterminé qu'il n'est pas nécessaire d'établir une CMA pour cette substance dans l'eau potable. Toutefois, dans le cas peu probable où du calcium serait présent dans l'eau potable à des concentrations élevées, la VBS est fournie pour aider les secteurs de compétence et le public à comprendre les effets potentiels de cette substance sur la santé. L'autorité responsable peut alors décider de mettre en œuvre des mesures correctives en utilisant le traitement de l'eau ou d'autres stratégies pour réduire l'exposition.

3.1.3 Dureté

La dureté est le plus souvent mesurée comme la somme du magnésium et du calcium présents dans l'eau, exprimée en équivalent CaCO_3 , qui est l'unité de mesure standard de la dureté (voir la [section 1.1.1](#), « Calcium, magnésium et dureté »). Par conséquent, on peut calculer une VBS pour la dureté de l'eau si des VBS sont établies pour le magnésium et le calcium. Cependant, il n'est pas possible de calculer une VBS pertinente pour le magnésium, car l'AMT pour le magnésium ne s'applique qu'au magnésium provenant de sources non alimentaires, comme les suppléments (voir la [section 3.1.1](#), « Magnésium »). Les effets nocifs sur la santé causés par un excès de magnésium ou de calcium (c'est-à-dire les deux principaux ions responsables de la dureté de l'eau) sont généralement dus à la consommation de suppléments plutôt qu'à la consommation d'aliments et d'eau potable. Par conséquent, une VBS n'est pas justifiée pour la dureté de l'eau.

3.2 Chlorures et sulfates

3.2.1 Chlorures

L'IOM (2005) a établi des AMT pour le sodium et le chlorure afin d'assurer une protection contre le risque d'hypertension associé à la consommation de chlorure de sodium. Pour le chlorure, un AMT de 3 600 mg/jour a été fixé pour les personnes de 13 ans et plus. La VBS est calculée comme suit, à l'aide de l'AMT établi par l'IOM (2005) :

$$VBS = \frac{3\,600 \text{ mg/jour} \times 0,20}{1,53 \text{ L/jour}} \approx 470 \text{ mg/L}$$

où :

- » 3 600 mg/jour est l'AMT établi pour le chlorure pour les personnes de 13 ans et plus (IOM, 2005).
- » 0,20 est le facteur d'attribution pour l'eau potable; on l'utilise comme « valeur plancher », étant donné que l'eau potable n'est pas une source majeure d'exposition au chlorure, et qu'il existe des données probantes de la présence généralisée de chlorure dans l'un des autres milieux (comme les aliments) (Krishnan et Carrier, 2013).
- » 1,53 L/jour est le volume quotidien d'eau consommé par un adulte (Santé Canada, 2021).



La VBS protège contre les effets sur la santé de l'exposition au chlorure dans l'eau potable au cours d'une vie. Étant donné que les concentrations de chlorure dans l'eau canadienne sont généralement inférieures à la VBS, Santé Canada et le CEP ont déterminé qu'il n'est pas nécessaire d'établir une CMA pour cette substance dans l'eau potable. Toutefois, dans le cas peu probable où du chlorure serait présent dans l'eau potable à des concentrations élevées, la VBS est fournie pour aider les secteurs de compétence et le public à comprendre les effets potentiels de cette substance sur la santé. L'autorité responsable peut alors décider de mettre en œuvre des mesures correctives en utilisant le traitement de l'eau ou d'autres stratégies pour réduire l'exposition.

Pour obtenir des renseignements sur le sodium dans l'eau potable, veuillez consulter les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique – Le sodium (Santé Canada, 1992).

3.2.2 Sulfates

Les données épidémiologiques sont insuffisantes pour permettre le calcul d'une VBS pour le sulfate. Bien que plusieurs études aient examiné les effets de l'exposition humaine aux sulfates de l'eau potable, aucune ne peut être utilisée pour caractériser la relation dose-réponse. Peterson (1951), Moore (1952) et Cass (1953) ont publié des données toxicologiques à long terme montrant une corrélation entre la consommation de sulfates et des effets laxatifs. Ces données sont insuffisantes, car elles reposent sur des souvenirs ayant peu de valeur scientifique (en d'autres mots, on a utilisé des enquêtes de type OUI/NON), et les concentrations de magnésium et de MDT dans les échantillons d'eau variaient (U.S. EPA, 2003a). La majorité des études toxicologiques à court terme n'ont pas trouvé d'association significative entre la consommation de sulfates et la diarrhée (Esteban et coll., 1997; Heizer et coll., 1997; U.S. EPA, 1999b).

Des effets nocifs liés à l'ingestion de sulfates ont été observés dans deux études chez des animaux. Toutefois, aucune de ces études ne permet de calculer une VBS. Narotsky et coll. (2012) ont noté que la fréquence des diarrhées était liée à la dose chez des rats qui avaient consommé du sulfate de sodium dans l'eau potable. Or, ils n'ont pas indiqué si la différence dans la fréquence des diarrhées entre les groupes ayant reçu la substance était statistiquement significative, de sorte que les exigences relatives à la modélisation de la dose repère ne sont pas satisfaites. En outre, il n'est pas possible de calculer une dose sans effet nocif observé (NOAEL) ni une dose minimale avec effet nocif observé (LOAEL), étant donné que les doses de sulfate de sodium ont été exprimées en g/L dans l'eau potable, et que le poids corporel et la consommation d'eau ont varié tout au long de l'expérience. Par conséquent, il n'a pas été possible d'obtenir des doses exactes lors de la conversion des doses de sulfate de sodium des g/L en mg/kg p.c. par jour pour le calcul de la VBS.

Gomez et coll. (1995) ont constaté des cas de diarrhée chez des porcelets lors de l'ingestion de sulfates à des concentrations $\geq 1\ 600$ mg/L dans les aliments. Leur étude ne permet pas non plus le calcul d'une VBS pour des raisons semblables aux raisons invoquées pour l'étude de Narotsky et coll. (2012). L'IOM a examiné l'étude de Gomez et coll. et a conclu qu'elle ne convenait pas au calcul d'un AMT (IOM, 2005).

Aucune VBS n'est donc établie pour le sulfate. Cependant, selon de nombreux organismes internationaux, des effets cathartiques (laxatifs) et une irritation gastro-intestinale peuvent se produire en cas d'ingestion d'eau potable contenant des concentrations de sulfate ≥ 500 mg/L (NHMRC, NRMCC, 2011; OMS, 2017).

3.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Comme les MDT sont constituées de nombreux sels, il n'est pas possible de calculer une VBS pour ce paramètre. Les effets sur la santé liés aux divers sels qui composent les MDT doivent être évalués séparément. Des VBS distinctes ont déjà été calculées pour de nombreux sels qui sont présents dans les MDT et qui peuvent avoir des effets nocifs sur la santé (par exemple le bore, les fluorures, les nitrates, l'arsenic et le chrome) et ne devraient pas constituer une fraction importante des MDT dans les sources d'eau potable. Une VBS n'est donc pas justifiée pour les MDT.

3.4 Sulfure d'hydrogène

Les données toxicologiques sur le sulfure d'hydrogène sont insuffisantes pour permettre le calcul d'une VBS, car toutes les études disponibles, sauf une, sont fondées sur l'exposition par inhalation ou dans l'air au sulfure d'hydrogène et non sur l'exposition par voie orale (Beauchamp et coll., 1984; Arnold et coll., 1985; Jäppinen et Tola, 1990; Haahtela et coll., 1992; Kilburn et Warshaw, 1995; Richardson, 1995; Vanhoorne et coll., 1995; Bates et coll., 1997, 1998; Hessel et coll., 1997; Legator et coll., 2001; OMS, 2003; Lewis et Copley, 2015; ATSDR, 2016). Une seule étude sur l'exposition par voie orale chez les animaux a été trouvée dans la littérature (Wetterau et coll., 1964). On y a constaté une diminution de 23 % de la prise de poids corporel à 6,7 mg/kg p.c. par jour chez des porcs exposés pendant 104 jours et des troubles digestifs diarrhéiques chez des porcs exposés à 15 mg/kg p.c. par jour pendant quelques jours. L'interprétation de cette étude est limitée par le peu de détails fournis (par exemple il n'y a aucune information sur les méthodes et les souches utilisées, le nombre d'animaux étudiés ou les données statistiques) (ATSDR, 2016). Il n'est donc pas possible de calculer une VBS à partir de ces données sur les animaux. L'IOM et Santé Canada n'ont pas établi d'apport quotidien recommandé pour le sulfure. Une VBS ne peut donc pas être calculée à partir d'un apport quotidien recommandé tel qu'un AMT. Une VBS n'est donc pas établie pour le sulfure d'hydrogène.



4.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ANALYSE

Plusieurs méthodes standardisées ainsi que des analyseurs commerciaux en ligne et trousse d'analyse portatives (tableau 7) permettent d'analyser le calcium, le magnésium, la dureté, les chlorures, les sulfates, les MDT et le sulfure d'hydrogène dans les sources d'approvisionnement en eau potable et dans l'eau potable. Les limites de détection de la méthode (LDM) dépendent de la matrice de l'échantillon, des instruments et des conditions de fonctionnement choisies; elles varient d'un laboratoire à l'autre. Les méthodes sont sujettes à diverses interférences, qui sont décrites dans les documents de référence ou les instructions pertinentes.

Pour mesurer avec précision la concentration de paramètres opérationnels à l'aide de ces analyseurs et ces trousse, les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient élaborer un programme d'assurance et de contrôle de la qualité comme celui décrit dans la méthode SM 3020 (Standard Methods 3020) (APHA et coll., 2018). Il est recommandé de vérifier périodiquement les résultats en recourant aux services d'un laboratoire accrédité. Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient vérifier auprès de l'autorité responsable en matière d'eau potable si les résultats des analyses sont acceptables pour la production de rapports de conformité.

Les responsables de systèmes de distribution d'eau potable devraient aussi discuter des exigences en matière d'échantillonnage avec le laboratoire accrédité chargé de l'analyse pour veiller à ce que les procédures de contrôle de la qualité soient respectées et que les seuils minimaux de déclaration soient suffisamment bas pour garantir une surveillance précise.

Tableau 7. Méthodes d'analyse existantes pour les paramètres opérationnels

Paramètre	Méthode standardisée	Méthode en ligne	Trousse d'analyse portative*
Calcium	Oui	Oui	Oui
Magnésium	Oui	Oui	Oui
Dureté	Oui	Oui	Oui
Sulfates	Oui	Oui	Oui
Chlorures	Oui	Oui	Oui
MDT	Oui	Oui	Oui
Sulfure d'hydrogène	Oui	Oui	Oui

MDT – matières dissoutes totales.

* Trousses d'analyse portatives permettent d'analyser plusieurs paramètres présents dans un même échantillon d'eau. Se reporter aux spécifications du fabricant pour savoir quels paramètres peuvent être analysés avec la trousse d'essai.

4.1 Méthodes standardisées

4.1.1 Calcium, magnésium et dureté

Pour mesurer les concentrations de calcium et de magnésium, il est possible d'utiliser différentes méthodes standardisées par spectroscopie d'absorption atomique et par titrage (tableaux 8 et 9). La méthode SM 2340B (APHA et coll., 2018) est la méthode privilégiée pour mesurer la dureté totale en tant que somme des résultats des analyses individuelles du calcium et du magnésium.



Tableau 8. Méthodes standardisées d'analyse du calcium et du magnésium dans l'eau par spectroscopie d'absorption atomique

Méthode (référence)	Calcium	Magnésium	Interférences/commentaires
EPA 200.5 Rev. 4.2 (U.S. EPA, 2003c)	Oui	Oui	» Plage d'analyse non indiquée.
EPA 200.7 Rev. 4.4 (U.S. EPA, 1994)	Oui	Oui	» Plage analytique non indiquée. » Méthode sujette à l'interférence due à la matrice : MDT > 0,2 % (p/v).
EPA NERL 215.1 (U.S. EPA, 1978a)	Oui	S.O.	» Plage optimale : 0,2 mg/L à 7,0 mg/L à une longueur d'onde de 422,7 nm. » Méthode sujette à l'interférence des composés ioniques. À un pH > 7, on obtient une concentration plus faible en calcium.
EPA NERL 242.1 (U.S. EPA, 1978b)	S.O.	Oui	» Plage optimale : 0,02 mg/L à 0,5 mg/L à une longueur d'onde de 285,2 nm. » Méthode sujette à l'interférence de l'aluminium. » Interférence du sodium, du potassium et du calcium aux concentrations > 400 mg/L.
SM 3120B (APHA et coll., 2018)	Oui	Oui	» Limite supérieure de la plage pour le Ca : 100 mg/L à une longueur d'onde de 317,93 nm. » Limite supérieure de la plage pour le Mg : 100 mg/L à une longueur d'onde de 279,08 nm. » Méthode sujette à l'interférence lorsque MDT > 1 500 mg/L.
SM 3111B (APHA et coll., 2018)	Oui	Oui	» Plage optimale pour le Ca : 0,2 mg/L à 20 mg/L à une longueur d'onde de 422,7 nm. » Plage optimale pour le Mg : 0,2 mg/L à 2,0 mg/L à une longueur d'onde de 285,2 nm. » Des concentrations élevées de phosphates peuvent interférer avec l'analyse du calcium et magnésium; utiliser la méthode SM 311D pour le calcium.
SM 3111D (APHA et coll., 2018)	Oui	S.O.	» Plage optimale pour le Ca : 0,2 mg/L à 20 mg/L à une longueur d'onde de 422,7 nm. » Plage optimale pour le Mg : 0,2 mg/L à 2,0 mg/L à une longueur d'onde de 285,2 nm. » Méthode sujette à l'interférence des phosphates pour l'analyse du magnésium.

Méthode (référence)	Calcium	Magnésium	Interférences/commentaires
USGS-NWQL: I-7152 (USGS, 1985a)	Oui	S.O.	<ul style="list-style-type: none"> » Deux plages analytiques : 0,01 mg/L à 5,0 mg/L et 1,0 mg/L à 60 mg/L. » Méthode sujette à l'interférence des phosphates, des sulfates et de l'aluminium. » À un pH > 7, on obtient une concentration plus faible en calcium.
USGS-NWQL: I-4447 (USGS, 1985b)	S.O.	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Deux plages analytiques : 0,01 mg/L à 5,0 mg/L et 2,5 mg/L à 50 mg/L. » Méthode sujette à l'interférence de l'aluminium à une concentration > 2 000 µg/L et du sodium, du potassium et du calcium aux concentrations > 400 mg/L. » À un pH > 7, on obtient une concentration plus faible en calcium.

MDT – matières dissoutes totales; S.O. – sans objet.

Tableau 9. Méthodes standardisées d'analyse du calcium et de la dureté dans l'eau par titrage à l'EDTA

Méthode (référence)	Calcium	Dureté	Interférences/commentaires
EPA NERL 130.2 (U.S. EPA, 1971a)	S.O.	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée. » En présence de certains ions métalliques, la couleur au point de virage peut être moins nette ou estompée.
EPA NERL 215.2 (U.S. EPA, 1978c)	Oui	S.O.	<ul style="list-style-type: none"> » Plage applicable : 0,5 mg/L à 25 mg/L de CaCO₃. » Interférences du strontium, du magnésium et du baryum. » En présence d'une alcalinité supérieure à 30 mg/L, la couleur au point de virage peut être moins nette.
SM 3500-Ca B (APHA et coll., 2018)	Oui	S.O.	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée. » Soustraction pour le Mg. » Méthode non recommandée pour les échantillons contenant > 50 mg/L de phosphore.



Méthode (référence)	Calcium	Dureté	Interférences/commentaires
SM 2340 Hardness C (APHA et coll., 2018)	S.O.	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée. » Certains ions métalliques peuvent causer de l'interférence. » En présence de concentrations élevées de métaux lourds, analyser le calcium et le magnésium par une méthode n'utilisant pas d'EDTA.
USGS-NWQL: I-3338 (USGS, 1985c)	S.O.	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée. » Non applicable aux eaux acides contenant des concentrations excessives de métaux lourds.

EDTA – acide éthylènediaminetétracétique; S.O. – sans objet.

4.1.2 Chlorures et sulfates

La méthode standardisée pour mesurer les chlorures et les sulfates est fondée sur la chromatographie ionique (tableau 10). Il existe également des méthodes standardisées d'analyses turbidimétrique, gravimétrique et potentiométrique (tableaux 11 à 13). Les méthodes SM 4500-Cl⁻ et SM 4500-SO₄²⁻ permettent de sélectionner la méthode avec laquelle on peut analyser les chlorures et les sulfates, respectivement.

Tableau 10. Méthodes standardisées d'analyse des chlorures et des sulfates dans l'eau par chromatographie ionique

Méthode (référence)	Chlorures	Sulfates	Interférences/commentaires
U.S. EPA 300.1, Rev. 1.0 (U.S. EPA, 1999c)	Oui	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée. » Les acides organiques de faible poids moléculaire, les bromates et les chlorites peuvent interférer avec l'analyse des chlorures.
SM 4110 B (APHA et coll., 2017)	Oui	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée. » Les acides organiques de faible poids moléculaire, les bromates et les chlorites peuvent interférer avec l'analyse des chlorures.
SM 4110 C (APHA et coll., 2017)	Oui	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage analytique non indiquée.
EPA-NERL: 375.4 (U.S. EPA, 1978d)	S.O.	Oui	<ul style="list-style-type: none"> » Plage applicable : 1 à 40 mg/L. » La couleur et les matières en suspension peuvent causer des interférences.

S.O. – sans objet.

Tableau 11. Méthodes standardisées d'analyse des chlorures et des sulfates dans l'eau par turbidimétrie

Méthode (référence)	Chlorures	Sulfates	Interférences/commentaires
SM 4500-SO ₄ ²⁻ E (APHA et coll., 2017)	S.O.	Oui	» Plage analytique appropriée : 1 mg/L à 40 mg/L. » La couleur et les matières en suspension en grandes quantités causeront des interférences.
SM 4500-Cl ⁻ B (APHA et coll., 2017)	Oui	S.O.	» Plage analytique appropriée : 0,15 mg/L à 10 mg/L. » Les ions sulfures, thiosulfates et sulfites causeront des interférences.
SM 4500-Cl ⁻ C (APHA et coll., 2017)	Oui	S.O.	» Plage analytique non indiquée.

S.O. – sans objet.

Tableau 12. Méthodes standardisées d'analyse des sulfates dans l'eau par gravimétrie

Méthode (référence)	Sulphate	Interférences/Comments
SM 4500-SO ₄ ²⁻ C (APHA et coll., 2017)	Oui	» Plage analytique appropriée : > 10 mg/L. » L'analyse gravimétrique du SO ₄ ²⁻ est sujette à des erreurs. Voir la méthode 4500-SO ₄ ²⁻ -A pour connaître les interférences.
SM 4500-SO ₄ ²⁻ D (APHA et coll., 2017)	Oui	» Plage analytique appropriée : > 10 mg/L.

Tableau 13. Méthodes standardisées d'analyse des chlorures dans l'eau par potentiométrie

Méthode (référence)	Chloride	Interférences/Comments
SM 4500-Cl ⁻ D (APHA et coll., 2017)	Oui	Plage analytique non indiquée.

4.1.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Il existe des méthodes standardisées pour mesurer les MDT. La méthode SM 2540 B-D (APHA et coll., 2020) convient aux concentrations de MDT comprises entre 2,5 et 200 mg/L. Il est également possible de mesurer individuellement les principaux constituants ioniques des MDT (sodium, calcium, magnésium, chlorures, sulfates, etc.), puis d'additionner les concentrations pour estimer la concentration globale de MDT selon la méthode SM 2510 A 3020 (APHA et coll., 2017).



Par ailleurs, dans la méthode SM 2510 (APHA et coll., 2017) et Hach Method 8160 (Hach Co., 2021), on considère la conductivité comme une mesure de substitution des MDT que l'on peut utiliser pour la quantification rapide et la surveillance des procédés. Cette méthode emploie une sonde de conductivité, et on ne devrait l'utiliser que si une courbe d'étalonnage a préalablement établi le facteur de correction pour le type d'eau à analyser.

4.1.4 Sulfure d'hydrogène

Il existe quatre catégories de sulfures dans l'eau (sulfures totaux, sulfures dissous, sulfures acides volatils ou sulfure d'hydrogène non ionisé) qui peuvent être mesurées (tableau 14, figure 4500-S²⁻:I) selon les méthodes standardisées de l'APHA (APHA et coll., 2017). On peut se fonder sur le tableau ci-dessous pour choisir la méthode d'analyse des sulfures qui convient compte tenu des conditions. La méthode SM 4500-S²⁻ H fournit des indications pour la mesure du sulfure d'hydrogène non ionisé (APHA et coll., 2017).

Tableau 14. Méthodes standardisées d'analyse des sulfures dans l'eau

Méthode (référence)	Méthodologie	Interférences/commentaires
SM 4500-S ²⁻ D (APHA et coll., 2017)	Colorimétrie	» Plage analytique appropriée : 0,1 mg/L à 20 mg/L.
SM 4500-S ²⁻ E (APHA et coll., 2017)	Dialyse des gaz au bleu de méthylène	» Plage analytique appropriée : 0,002 mg/L à 0,100 mg/L.
SM 4500-S ²⁻ I (APHA et coll., 2017)	Distillation au bleu de méthylène	» Plage analytique appropriée : > 1 mg/L. » Mesure les sulfures totaux, qui comprennent le sulfure d'hydrogène et les sulfures métalliques solubles en milieu acide présents dans les matières en suspension.
SM 4500-S ²⁻ F (APHA et coll., 2017)	Iodométrie	» Plage analytique non indiquée.
SM 4500-S ²⁻ G (APHA et coll., 2017)	Électrode sélective d'ions	» Plage analytique appropriée : > 0,03 mg/L. » Les acides humiques peuvent interférer avec les électrodes sélectives d'ions argent/sulfure.
USGS-NWQL: I-3840 (USGS, 1985d)	Titration iodométrique	» Plage analytique appropriée : > 0,5 mg/L. » Les substances réductrices telles que les sulfites et les ions de métaux lourds réagissent avec l'iode.

4.1.4.1 Conservation et préparation des échantillons pour la mesure du sulfure d'hydrogène

Ballinger et Lloyd (1981) ont noté qu'une légère agitation de l'échantillon pendant 10 secondes entraînait la perte de 15 % du sulfure d'hydrogène de la solution. Il est donc important d'agiter ou d'aérer le moins possible les échantillons afin de minimiser la perte de sulfure d'hydrogène de la solution et d'assurer que les résultats de l'analyse reflètent la concentration réelle de sulfure d'hydrogène au moment et à l'endroit où l'échantillon a été prélevé.

Les éléments dont il faut tenir compte pour conserver les échantillons aux fins de l'analyse du sulfure d'hydrogène dans l'eau potable figurent dans les références énumérées dans le [tableau 14](#). La méthode SM 4500-S²⁻ C contient des conseils sur la façon de prétraiter les échantillons afin d'éliminer les substances interférentes (c'est-à-dire les agents réducteurs) pour les méthodes fondées sur l'iodométrie et le bleu de méthylène (APHA et coll., 2017). On utilise couramment l'acétate de zinc pour conserver l'échantillon d'eau au moment du prélèvement (Goodwin et coll., 1998; APHA et coll., 2017). Il est important de s'assurer que les mesures de conservation des échantillons respectent la procédure de manipulation des échantillons indiquée dans la méthode choisie.

4.2 Analyseurs en ligne et trousse d'analyse portatives

Des analyseurs commerciaux en ligne et/ou des trousse d'analyse portatives permettent de quantifier les paramètres opérationnels. Les analyseurs en ligne peuvent être utilisés pour obtenir une indication rapide ou continue (unités en ligne uniquement) des changements dans les concentrations du paramètre visé. En général, les trousse d'analyse portatives sont utilisées pour la surveillance régulière des installations de traitement d'eau potable et des systèmes de distribution où les résultats rapides sont privilégiés par rapport à l'exactitude analytique.

4.2.1 Calcium, magnésium et dureté

Il existe dans le commerce des analyseurs en ligne et portables qui utilisent les principes de détection de la conductivité, de détection électrochimique et de détection optique pour quantifier la dureté. Les méthodes continues en ligne peuvent convenir à la surveillance des procédés d'adoucissement. Le titrage colorimétrique à l'EDTA en mode semi-continu peut fournir des signaux de contrôle des procédés permettant d'optimiser le contrôle des procédés d'adoucissement. Kruse (2018) a noté que les méthodes basées sur la conductivité présentent des limites aux fins de la mesure de la dureté, car certains minéraux ne contribuent pas à la dureté, mais contribuent à la conductivité.



Il existe également des trousse d'analyse portatives (utilisées sur le terrain) (tableau 15) pour l'analyse du calcium, du magnésium et de la dureté. Ces méthodes conviennent à la surveillance régulière des installations de traitement d'eau potable et des réseaux de distribution, lorsque la rapidité d'acquisition des résultats est plus importante que la précision de l'analyse. Le calcium, le magnésium et la dureté sont tous censés rester stables dans l'ensemble du réseau de distribution d'eau. Toutefois, il peut s'avérer nécessaire d'effectuer des tests sur place lorsque l'on souhaite réaliser des analyses dans des régions éloignées ou vérifier la stabilité des concentrations dans l'ensemble du réseau de distribution. Plusieurs fabricants proposent des trousse d'essais colorimétriques portatives, dont les résultats peuvent être lus à l'aide d'un comparateur visuel de couleur ou d'un spectrophotomètre portable.

Tableau 15. Trousse d'analyse portatives du calcium et du magnésium dans l'eau

Méthode (référence)	Calcium	Magnésium	Dureté totale	Interférences/commentaires
Hach 8204 – Titrage à l'EDTA (Hach, 2019)	Oui	S.O.	S.O.	» L'orthophosphate donne un virage lent.
Hach 8030 – Colorimétrie avec indicateur calmagite (Hach, 2015a)	Oui	Oui	S.O.	» Plage allant jusqu'à 4,0 mg/L de CaCO ₃ . » Dilution requise au-delà de cette concentration.
Hach 8213 – Titrage à l'EDTA (Hach, 2015b)	S.O.	S.O.	Oui	» Plage de 10 à 4 000 mg/L de CaCO ₃ .

EDTA – acide éthylènediaminetétracétique; S.O. – sans objet.

4.2.2 Chlorures et sulfates

Il existe des analyseurs en ligne et portables permettant de quantifier les sulfates. Certains de ces analyseurs utilisent la colorimétrie (tableau 16) et les systèmes de titrage ont recours à une électrode sélective ionique à l'état solide plomb/sulfate. Diverses trousse d'analyse sont offertes dans le commerce pour la détection des chlorures et des sulfates dans l'eau potable; ces trousse utilisent la méthode du nitrate mercurique et la turbidimétrie, respectivement.

Tableau 16. Méthodes colorimétriques en ligne d'analyse des sulfates dans l'eau

Method (référence)	Sulfates	Interférences/commentaires
EPA 375.2, Rev. 2.0 (U.S. EPA, 1993b)	Oui	» S.O.
EPA-NERL: 375.1 (U.S. EPA, 1971b)	Oui	» Plage : 10 mg/L à 400 mg/L. » Les cations peuvent causer des interférences.
SM 4500-SO ₄ ²⁻ -F (APHA et coll., 2017)	Oui	» S.O.

4.2.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Il existe des sondes commerciales en ligne et des sondes portatives qui utilisent la conductivité pour fournir une mesure rapide des MDT dans l'eau. Selon le fabricant et/ou l'étalonnage, ces sondes portatives peuvent généralement mesurer des concentrations de MDT allant jusqu'à 1 g/L, et certaines peuvent même mesurer jusqu'à 500 g/L.

4.2.4 Sulfure d'hydrogène

Diverses trousse d'analyse offertes dans le commerce pour la détection du sulfure d'hydrogène dans l'eau potable. Les bandelettes de test sont basées sur une méthode colorimétrique dans laquelle le papier se colore lorsqu'il est exposé au sulfure d'hydrogène. Cette méthode permet généralement d'obtenir un résultat en moins d'une minute. Toutefois, ces tests ne sont pas aussi précis que les méthodes de laboratoire.

On trouve aussi dans le commerce des trousse d'analyse qui sont plus précises que les bandelettes. Cependant, certaines de ces trousse nécessitent l'utilisation d'un colorimètre ou d'un spectrophotomètre portable pour déterminer la concentration de sulfure d'hydrogène. Des analyseurs en temps réel permettent également de mesurer rapidement les concentrations de sulfure d'hydrogène dans l'eau potable. Pandey et coll. (2012) ont passé en revue les méthodes avec capteur couramment utilisées pour la surveillance du sulfure d'hydrogène, et ils ont notamment comparé le temps de réponse général, la limite de détection, la plage de fonctionnement commune et les limites des différentes techniques. Comme pour les méthodes de laboratoire, il est important d'agiter ou d'aérer le moins possible les échantillons qui seront analysés avec des trousse ou des bandelettes afin de réduire autant que faire se peut la perte de sulfure d'hydrogène de la solution. On s'assure ainsi que les résultats de l'analyse rendent compte de la concentration réelle de sulfure d'hydrogène au moment et à l'endroit où l'échantillon a été prélevé.



5.0 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU TRAITEMENT

5.1 Traitement à l'échelle municipale

Plusieurs technologies de traitement permettent de réduire les sept paramètres opérationnels à l'échelle municipale. Les installations de traitement d'eau potable devraient trouver un juste équilibre entre, d'une part, les considérations d'ordre esthétique (aspect visuel, goût et odeur) et liées à la santé et, d'autre part, les préoccupations opérationnelles (incrustation des réseaux de distribution, des installations de plomberie et des appareils électroménagers, encrassement des unités de traitement par ultraviolets, contrôle de la corrosion) par l'enlèvement approprié et la désinfection des microorganismes. Les mesures de réduction des paramètres (calcium, magnésium, dureté, chlorures, sulfates, MDT et sulfure d'hydrogène) énoncées dans les présentes recommandations ne devraient pas compromettre le processus de désinfection. Il est également possible que les stratégies de traitement visant à réduire un paramètre entraînent des effets non désirés en aval.

Le choix d'une technologie de traitement appropriée pour une source d'eau donnée dépend de nombreux facteurs, notamment les caractéristiques de la source d'eau brute, la concentration des paramètres et les conditions d'opération de la technique spécifique de traitement. Par exemple, comme la force ionique de l'eau peut avoir un effet sur l'efficacité des coagulants, il est nécessaire de procéder à des essais de floculation (« jar tests ») lorsqu'un procédé de coagulation est utilisé. On devrait tenir compte de ces facteurs pour veiller à ce que la technologie de traitement choisie permette de réduire les paramètres d'intérêt dans l'eau potable. Comme on estime que ces paramètres de l'eau potable ont une importance à la fois opérationnelle et esthétique, il est important de s'assurer que les consommateurs jugent que l'eau traitée est acceptable pour la consommation, faute de quoi ils risquent de s'approvisionner en eau auprès de sources alternatives non sûres.

Comme ces substances naturelles coexistent dans l'environnement, les technologies permettant de les traiter sont souvent décrites ensemble dans la littérature scientifique. C'est pourquoi les présentes recommandations décrivent une approche groupée pour la réduction du calcium, du magnésium, de la dureté, des chlorures, des sulfates et des MDT. En raison de l'odeur nauséabonde du sulfure d'hydrogène, ce paramètre est souvent traité afin de réduire autant que possible sa concentration.

Lors de l'introduction d'une nouvelle source d'eau et de la mise en œuvre ou de la modification de procédés de traitement, des tests à l'échelle de banc d'essai ou à l'échelle pilote sont nécessaires pour garantir que l'eau peut être traitée avec succès et que la conception du procédé est optimale. Les répercussions sur le réseau de distribution doivent également être prises en compte.

5.1.1 Calcium, magnésium et dureté

La dureté totale ne pose généralement pas de problèmes d'ordre esthétique, à moins qu'elle ne soit liée au seuil gustatif du calcium ou du magnésium. Les technologies de traitement permettant de réduire le degré de dureté comprennent la technique classique d'adoucissement, le traitement par échange d'ions et la filtration sur membrane.

Les installations de traitement d'eau potable et les propriétaires de puits privés peuvent choisir de ne pas traiter ces problèmes d'ordre esthétique étant donné qu'ils n'affectent pas la salubrité de l'eau. Une dureté élevée dans les réseaux de distribution peut former des dépôts ou des incrustations sur les parois des conduites, ce qui se traduit par des pertes de pression par frottement dans l'ensemble du réseau de distribution. Pour atténuer l'encrassement des conduites attribuable à la dureté, on peut réduire le degré de dureté ou ajuster le pH de manière à augmenter la solubilité des ions précipitants. La formation d'incrustations est particulièrement visible dans la plomberie des bâtiments ou sur les appareils de plomberie, où elle se présente sous la forme d'un dépôt blanc poudreux ou écailleux. Dans les réservoirs d'eau chaude et autres appareils de chauffage, les dépôts peuvent entraver le transfert de chaleur, ce qui entraîne une baisse de l'efficacité énergétique et une défaillance prématurée (Hofman et coll., 2006). Davis (2010) a constaté que des concentrations de magnésium supérieures à environ 40 mg/L de CaCO₃ peuvent entartrer les chauffe-eau.

Lorsque les fournisseurs d'eau souhaitent réduire l'effet du calcium et du magnésium, ils visent surtout à diminuer la dureté plutôt qu'à l'enlever complètement, car l'eau douce peut causer de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable et les installations de plomberie résidentielles. On trouvera de plus amples renseignements sur le contrôle de la corrosion dans le document de Santé Canada intitulé Document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion du plomb (Santé Canada, 2025). On peut réduire la dureté par précipitation chimique (adoucissement), par échange d'ions ou par filtration sur membrane. Le choix de la technologie de réduction dépend du type de dureté (carbonatée ou non carbonatée) que l'on désire réduire.



Bien que le calcium et le magnésium soient souvent les cations les plus présents en solution, il est important de tenir compte de la présence de sodium et de potassium, car ils contribuent également à la force ionique d'une solution. On trouvera de plus amples renseignements sur le potassium dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable traitant de cet élément, publiées par Santé Canada (Santé Canada, 2008).

5.1.1.1 Adoucissement à la chaux

L'adoucissement désigne l'enlèvement des ions multivalents à l'origine de la dureté. À l'échelle municipale, cet enlèvement se fait souvent par précipitation chimique des ions responsables de la dureté au moyen de l'ajout de chaux hydratée [hydroxyde de calcium, $\text{Ca}(\text{OH})_2$], de carbonate de soude (carbonate de sodium, Na_2CO_3) et/ou de soude caustique (hydroxyde de sodium, NaOH). Le procédé d'adoucissement à la chaux permet d'enlever le Ca et le Mg, principalement le bicarbonate de calcium et de magnésium ($\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ et $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$), en augmentant le pH pour précipiter les sels solubles de Ca et de Mg. On emploie souvent de la chaux vive (oxyde de calcium, CaO) et on la réhydrate en y ajoutant de l'eau pour créer une boue de chaux hydratée qu'on utilise ensuite pour adoucir l'eau (Davis, 2010). L'ampleur de la réduction de la dureté dépend du type d'agent de précipitation employé, de la dose utilisée, de la température, du pH du système d'approvisionnement en eau potable et du temps de contact au cours du procédé. La stœchiométrie chimique, la résolution d'équations d'équilibres simultanés, les diagrammes d'adoucissement et les essais appropriés (par exemple essais de floculation ou « jar tests »), essais à l'échelle pilote) peuvent servir à déterminer l'agent de précipitation approprié et la dose à utiliser (Benefield et Morgan, 1999; Davis, 2010; Crittenden et coll., 2012). Comme l'adoucissement augmente le niveau de pH de l'eau à plus de 10 et parfois jusqu'à 11,5, le procédé peut inactiver certains microorganismes, car beaucoup ne survivent pas à un pH au-dessus de 10,5 (Logsdon et coll., 1994; Benefield et Morgan, 1999, 2016).

En ce qui concerne les sources d'eau dont la dureté carbonatée est élevée et la dureté magnésienne est faible, l'adoucissement à la chaux en une seule étape est la méthode la plus simple. On ajoute de la chaux hydratée pour augmenter le pH de l'eau entre approximativement 9,5 et 10 et ainsi précipiter la dureté liée au calcium (Crittenden et coll., 2012). La quantité de CaCO_3 et de $\text{Mg}(\text{OH})_2$ précipitée augmente avec le pH, jusqu'à l'atteinte d'un équilibre de 10,3 et de 10,8, respectivement. Cependant, ce pH peut varier légèrement en raison de l'interaction du calcium et du magnésium avec d'autres solutés dans l'eau (Benefield et Morgan, 1999). En augmentant le pH, les ions bicarbonate sont convertis en ions carbonate non solubles (Droste, 2019; Benefield et Morgan, 1999). Lorsque la source d'eau contient des concentrations élevées de calcium et de magnésium, on utilise un excès de chaux pour augmenter le pH au-dessus de 11,0 et ainsi précipiter le carbonate de magnésium et l'hydroxyde de magnésium en même temps que le calcium (Benefield et Morgan, 1999; Lawler et Kweon, 2003; Crittenden et coll., 2012).

Lorsque le niveau de magnésium et/ou de dureté non carbonatée de la source d'eau est important, il est possible d'ajouter du carbonate de soude lors d'une étape ultérieure pour obtenir la réduction souhaitée de la dureté à un pH supérieur à 10,5 (Cadena et coll., 1974; Crittenden et coll., 2012). La soude caustique permet également de précipiter la dureté calcique lorsque la dureté carbonatée n'est pas suffisante pour réagir avec la chaux (Crittenden et coll., 2012). Cette réaction produit moins de boue, mais elle est généralement plus coûteuse que les méthodes d'adoucissement à la chaux, puisque cette dernière est très abondante (Mercer et coll., 2005; Davis, 2010).

En règle générale, le niveau de dureté le plus bas qui peut être atteint avec l'adoucissement à la chaux est de 30 mg/L de CaCO_3 pour le calcium et de 10 mg/L de CaCO_3 pour le magnésium. Cette limite est due à la solubilité du CaCO_3 et du $\text{Mg}(\text{OH})_2$, à la contrainte physique du mélange et du contact, et au manque de temps pour que la réaction soit complète (Davis, 2010). La limite théorique pour la réduction de la dureté de l'eau par l'adoucissement à la chaux et au carbonate de sodium est de 13,5 mg/L de CaCO_3 (Cadena et coll., 1974).

Si elle est présente, la matière organique naturelle (MON) peut également précipiter et ralentir la précipitation de la dureté (Mercer et coll., 2005). Il faut neutraliser le dioxyde de carbone (CO_2) et l'acide carbonique avant d'augmenter le pH, car ils entreront en compétition pour réagir avec la chaux avant que l'adoucissement ne puisse se produire (Benefield et Morgan, 1999; AWWA, 2016).

Lorsque le pH dépasse le point de saturation du CaCO_3 , il est souvent nécessaire de recarbonater l'eau par l'ajout de CO_2 . La réaction de précipitation sera arrêtée, ce qui empêchera le dépôt de CaCO_3 en aval du procédé de traitement et dans le réseau de distribution (Davis, 2010). L'ajout de CO_2 entraîne la conversion de l'alcalinité carbonatée en alcalinité bicarbonatée et abaisse le pH de l'eau à un niveau plus neutre (Hill, 1924). Il est important de surveiller de près le CO_2 , car il peut réagir avec un excès de chaux, former du CaCO_3 (AWWA, 2016) et accroître la dureté. La postchloration (avec du chlore gazeux) peut suffire à réduire le pH jusqu'au pH de saturation sans qu'il soit nécessaire de recarbonater l'eau (Crittenden et coll., 2012).



Pour l'adoucissement à la chaux, le temps de contact dépend fortement de la température, des réactions plus longues étant nécessaires lorsque l'eau est froide. Le temps de contact peut être insuffisant pour atteindre un état d'équilibre chimique dans les installations de mélange chimique (Hoover et Langelier, 1938), mais il peut néanmoins atteindre le point où les réactions ralentissent considérablement. Il faudra surveiller les filtres en aval afin d'éviter une précipitation excessive des solides contribuant à la dureté si les réactions sont incomplètes à l'étape d'adoucissement à la chaux dans les installations de traitement. Plusieurs études se sont penchées sur les effets détaillés de chacune de ces conditions (temps de contact, pH, etc.) (Droste et coll., 1997; Crittenden et coll., 2012). Les équations chimiques et les schémas de traitement des procédés d'adoucissement décrits ci-dessus sont disponibles dans Droste et coll., 1997; Benefield et Morgan, 1999; Davis, 2010; Crittenden et coll., 2012; et AWWA, 2016.

Dans une étude sur le traitement intégré de l'eau par adoucissement et par ultrafiltration, les auteurs ont noté que les caractéristiques (par exemple taille, structure, charge de surface) des précipités (par exemple, CaCO_3 , Mg(OH)_2) formés au cours du procédé d'adoucissement peuvent influencer sur l'enlèvement de la dureté (Lawler et Kweon, 2003).

Randtke et coll. (1982) ont constaté que, lorsque de la chaux est utilisée pour l'adoucissement, elle produit un faible degré de sursaturation qui entraîne la formation de quelques noyaux, qui se développent lentement dans les dépôts de calcite denses et bien structurés, conduisant à un enlèvement importante du Ca^{2+} . Lorsque du NaOH est utilisé pour amorcer le processus, il produit un degré élevé de sursaturation qui conduit à la précipitation rapide de nombreux noyaux et petites particules avec une solubilité relativement élevée, entraînant une concentration de calcium résiduel plus élevée. Les précipités formés par la soude donnent une plus faible quantité de calcite. Ces propriétés ont une incidence sur l'enlèvement des ions responsables de la dureté, car elles influent sur la vitesse de décantation et l'affinité chimique pour les composés individuels (Lawler et Kweon, 2003). Le manganèse et le fer constituent des exemples d'autres contaminants qui peuvent être enlevés par adoucissement à la chaux (Santé Canada, 2019, 2024b). Le procédé d'adoucissement peut réduire simultanément d'autres substances dans l'eau brute. Une liste des paramètres inorganiques et de leur taux d'enlèvement observé est aussi disponible (Benefield et 1999; Davis, 2010).

L'adoucissement à la chaux est en mesure de réduire les MDT par l'enlèvement des bicarbonates de calcium et de magnésium sous forme de CaCO_3 et Mg(OH)_2 solide, respectivement. Il convient de noter que cette méthode enlève également l'alcalinité et peut nécessiter un traitement supplémentaire pour traiter les problèmes de corrosion (Clifford, 1999).

5.1.1.2 Traitement par mélange

Le traitement par mélange, aussi appelé traitement fractionné, est une forme plus avancée d'adoucissement par précipitation, dans laquelle la chaîne de traitement comprend un débit secondaire qui contourne les bassins d'adoucissement à la chaux et qui rejoint en aval l'eau complètement adoucie provenant des bassins d'adoucissement à la chaux (Davis, 2010; Crittenden et coll., 2012). Il s'agit d'un contrôle de procédé simple et économique qui nécessite beaucoup moins d'intervention de la part de l'opérateur que dans une usine d'adoucissement à la chaux classique (Cherry, 1955; Rossum, 1955; Black, 1966). La conception fractionnée permet de réduire les coûts d'exploitation, car on ne traite qu'une partie de l'eau pour enlever la dureté, puis on la mélange avec d'autres eaux dans les installations de traitement (Cherry, 1955; Shuey, 1966; Davis, 2010). Si l'eau brute contient des niveaux élevés d'autres contaminants, à des niveaux qui dépassent les lignes directrices applicables, une attention particulière doit être accordée au débit de l'eau contournant l'étape d'adoucissement à la chaux pour s'assurer qu'il est également traité de manière appropriée.

Ce procédé permet d'enlever davantage la dureté magnésienne, car il est possible de réaliser, dans les bassins, la sursaturation et la précipitation du calcium et du magnésium en une seule étape (Zipf et coll., 1981). Le traitement fractionné par excès de chaux peut réduire le magnésium à sa limite de solubilité de 10 mg/L de CaCO_3 (Benefield et Morgan, 1999). On peut ajouter du carbonate de sodium au débit recombinaison afin de réduire la dureté non carbonatée (Zipf et coll., 1981). Il peut être nécessaire de recarbonater le débit recombinaison par l'ajout de CO_2 gazeux afin de stabiliser le pH et les caractéristiques de qualité de l'eau. Zipf et coll. (1981) ont constaté que la recarbonatation peut ne pas être nécessaire pour le procédé à la chaux et au carbonate de sodium, ou s'il y a un retour suffisant de boues avec l'eau recombinaison. Les auteurs ont également mis au point une méthode permettant de comprendre les relations d'équilibre afin de déterminer les concentrations souhaitées dans l'eau traitée, ainsi que les variables opérationnelles qui peuvent être utiles aux opérateurs des installations de traitement. Il faut accorder une attention particulière à la qualité de l'eau provenant d'une nouvelle source avant d'apporter tout changement (comme le passage à une autre source, mélange ou interconnexion) à une source d'approvisionnement existante. Par exemple, si la nouvelle source d'eau est plus corrosive, elle peut entraîner un relargage de plomb ou de cuivre dans le réseau de distribution. On devrait analyser la qualité de l'eau du débit d'eau recombinaison pour s'assurer qu'elle a atteint les concentrations désirées.



5.1.1.3 Adoucissement par précipitation améliorée

L'adoucissement par précipitation améliorée vise à réduire les niveaux de dureté et de carbone organique dissous (COD), ce qui permet ultimement de diminuer la formation de sous-produits de désinfection (SPD) (U.S. EPA, 1999b; Carlson et coll., 2000). On emploie habituellement l'adoucissement par précipitation améliorée pour les sources d'eau ayant des concentrations élevées de MON, car le $Mg(OH)_2$ solide précipité peut enlever efficacement la MON (Lawler et Kweon, 2003). La grande quantité de chaux nécessaire à l'enlèvement du magnésium peut produire des boues volumineuses et causer des problèmes opérationnels (Lawler et Kweon, 2003). Rantke et coll. (1982) ont noté que, même si on avait observé une réduction du COD avec les procédés d'adoucissement, les mécanismes sous-jacents n'étaient pas clairs. Ils ont également souligné la différence d'efficacité entre les procédés d'adoucissement à la chaux et les procédés d'adoucissement au carbonate de sodium. La présence de cations multivalents (par exemple Ca^{2+} , Mg^{2+}) peut également entraîner la neutralisation de la charge des composés de la MON qui sont chargés négativement. Cependant, on ne pense pas qu'il s'agisse là du principal mécanisme d'enlèvement de la MON dans ce procédé d'adoucissement par précipitation. Leentvaar et Rebhun (1982) ont avancé qu'un mécanisme de floculation par balayage expliquerait une grande partie de l'enlèvement du carbone organique total associée à la précipitation du $CaCO_3$, tandis qu'un mécanisme de neutralisation de la charge serait à l'origine de l'enlèvement de l'hydroxyde de magnésium. Un document d'orientation a été publié au sujet de l'utilisation des techniques de coagulation et d'adoucissement par précipitation améliorées (U.S. EPA, 1999b).

Les boues résultant de l'ajout de chaux et/ou de carbonate de sodium peuvent représenter un fardeau opérationnel important pour les installations de traitement qui utilisent des procédés de précipitation chimique (AWWA, 1981). Les installations de traitement d'eau potable devraient prendre des mesures afin d'enlever régulièrement ces solides pour éviter que ces fines particules ne soient entraînées dans l'eau traitée. Il est également possible de réduire la quantité de boue en remplaçant partiellement la chaux ou le carbonate de sodium par de la soude caustique.

5.1.1.4 Filtration

Même si une grande partie des solides précipités se dépose dans les bassins de traitement, tous les procédés d'adoucissement peuvent nécessiter une étape de filtration pour éliminer les particules fines. Dans les usines d'adoucissement à la chaux, on emploie habituellement des filtres granulaires rapides. Cependant, le milieu filtrant peut s'encrasser en cas d'excès de particules provenant du procédé d'adoucissement à la chaux. De même, les éléments de membrane peuvent également s'encrasser. Dans une étude sur le traitement intégré de l'eau par adoucissement et par ultrafiltration réalisée par Lawler et Kweon (2003), les auteurs ont constaté que le degré de prétraitement (par exemple l'ampleur de l'adoucissement) influe sur le degré d'encrassement et l'efficacité du traitement par filtration membranaire. En raison de la cinétique du procédé d'adoucissement, la précipitation peut se poursuivre à la surface ou dans les pores de la membrane pendant la décantation, à moins que la précipitation ne soit chimiquement arrêtée. La précipitation qui se produit à la surface ou dans les pores entraîne une diminution du débit. On peut utiliser le CCPP pour contrôler la précipitation sur les filtres. Après la recarbonatation, on vise habituellement un CCPP inférieur à 5 mg/L à l'entrée du filtre.

5.1.1.5 Adoucissement par échange d'ions

L'échange d'ions est un procédé physicochimique au cours duquel il y a échange d'ions dans l'eau brute contre des ions présents sur la phase solide d'une résine (AWWA et ASCE, 2005; Crittenden et coll., 2012). Au fur et à mesure que les ions de l'eau brute déplacent les ions sur la résine, la capacité de celle-ci s'épuise graduellement, ce qui entraîne la percée du contaminant. Lorsque la résine a atteint sa capacité, on doit la régénérer pour qu'elle revienne à son état d'origine. Les résines échangeuses d'ions ont une affinité variable pour les divers ions, selon le type et la concentration des ions en solution et le type de résine choisi (Davis, 2005; Crittenden et coll., 2012). Le procédé repose sur des rapports stœchiométriques et l'électroneutralité, la charge de surface totale des billes de résine devant être maintenue en permanence (Crittenden et coll., 2012). Au point de départ, les résines échangeuses d'ions sont saturées de cations monovalents (généralement du sodium) (AWWA et ASCE, 2005).



Les résines échangeuses de cations fortement acides utilisent généralement un groupement sulfonate fortement acide qui permet la dissociation complète des sels dans l'eau (Davis, 2010; Crittenden et coll., 2012). La dissociation complète des sels permet de réduire la dureté carbonatée et non carbonatée. Cette technologie convient à une large plage de pH, et les résines peuvent être régénérées par rinçage avec une solution fortement acide ou par trempage dans la saumure (sel de sodium) (AWWA et ASCE, 2005; Crittenden et coll., 2012). Les installations de traitement qui utilisent des résines échangeuses de cations fortement acides sous forme de sodium doivent être conscientes que ce procédé pourrait introduire des quantités indésirables de sodium dans l'eau traitée.

Dans une étude portant sur l'adoucissement par échange d'ions (échange de sodium contre du Ca et du Mg) réalisée à l'échelle de banc d'essai au Texas, le système a été en mesure de faire passer le niveau de dureté de 388 à 7 mg/L, la concentration de calcium, de 88 à 1 mg/L, et la concentration de magnésium, de 41 à 1 mg/L (AWWA, 2003). L'eau adoucie était ensuite mélangée à d'autres sources d'eau pour obtenir un produit mélangé sous forme d'eau traitée. Les chercheurs ont estimé qu'il a fallu utiliser environ 2,6 tonnes de sel par million de gallons de produit mélangé pour ce procédé d'adoucissement. La teneur en sodium, qui était de 110 mg/L dans l'eau non traitée, est passée à 286 mg/L dans l'eau adoucie.

L'échange d'ions peut présenter des défis liés à la gestion des répercussions environnementales potentielles des solutions de régénération usée, qui sont généralement à base de NaCl. Des mesures visant à limiter les répercussions du rejet de ces solutions usées dans les environnements récepteurs peuvent être nécessaires. Des mesures d'atténuation visant à limiter les répercussions potentielles devraient être envisagées et sont examinées dans Liu et coll. (2021).

5.1.1.6 Filtration sur membrane

Les techniques de filtration sur membrane pour la réduction de la dureté de l'eau potable comprennent l'osmose inverse (OI) et la nanofiltration (NF) (U.S. EPA, 1999; Odell, 2010). Les membranes d'OI peuvent réduire les MDT et les ions monovalents, tandis que les membranes de NF servent principalement à réduire la dureté (Ca^{2+} , Mg^{2+}) (Bergman et coll., 1995). Les systèmes de traitement par osmose inverse nécessitent généralement une étape de préfiltration pour éliminer les particules et comportent souvent d'autres étapes de prétraitement, comme l'ajout d'agents anti-incrustant et la déchloration. Le perméat de la membrane a un faible pH et est très corrosif en raison du prétraitement acide qui empêche l'incrustation (Davis, 2010). L'adoucissement à la chaux, suivi d'une filtration et d'un ajustement du pH, est un prétraitement efficace permettant d'améliorer la performance de la membrane d'osmose inverse et de réduire l'incrustation causée par

les sels minéraux présents dans les sources d'eau. Si l'eau brute contient des niveaux élevés d'autres contaminants, à des niveaux qui dépassent les lignes directrices applicables, une attention particulière devrait être accordée au débit de l'eau contournant les membranes pour s'assurer qu'il est également traité de manière appropriée.

Un prétraitement est nécessaire pour préserver la durabilité des membranes, car la présence de chlore résiduel, de particules, MON et d'ions incrustants (Ca^{2+} , Ba^{2+} , fer et silice) dans l'eau d'alimentation peut nuire à la performance des procédés d'osmose inverse. Si les installations de traitement d'utiliser des membranes d'osmose inverse, il est recommandé de réaliser des essais propres à l'installation pour établir les critères de conception, le potentiel d'encrassement et les besoins liés au prétraitement. Comme les technologies de filtration sur membrane telles que la nanofiltration et l'osmose inverse peuvent enlever une forte concentration de cations bivalents (Ca^{2+} et Mg^{2+}), on mélange parfois le perméat à l'eau d'alimentation pour obtenir un niveau de dureté acceptable.

Le post-traitement du perméat d'osmose inverse (l'eau traitée) comporte habituellement l'ajustement du pH, l'ajout d'inhibiteurs de corrosion et la désinfection. Il faut également tenir compte de l'enlèvement du concentré obtenu par osmose inverse dans la conception et l'exploitation des installations d'osmose inverse. La formation de dépôts inorganiques, qui résulte de la précipitation de sels à l'intérieur du module membranaire, entraîne une baisse de débit du perméat et réduit la durée de vie de la membrane. De plus amples renseignements sur la réduction de l'incrustation par le CaCO_3 ont été publiés par l'AWWA et ASCE (2005).

Dans une étude pilote menée au Texas sur des membranes d'osmose inverse (pression de 130 psi, récupération de 81 %), les chercheurs ont réussi à diminuer la dureté de 388 mg/L à 3 mg/L, le calcium, de 88 mg/L à < 1 mg/L, et le magnésium, de 41 mg/L à < 1 mg/L (AWWA, 2003). Ils ont ensuite mélangé le perméat d'osmose inverse (68 %) avec des eaux souterraines non traitées (32 %) pour produire une eau mélangée présentant une dureté de 149 mg de CaCO_3 par litre, une concentration de calcium de 34 mg de Ca par litre et une concentration de magnésium de 16 mg de Mg par litre. La filtration sur membrane d'osmose inverse a également permis de réduire la concentration de MDT, qui est passée de 702 mg/L à 14 mg/L dans le perméat. Le pH du perméat était nettement plus bas que celui de l'eau d'alimentation, car de l'acide avait été ajouté à celle-ci afin d'accroître la récupération. Il faut généralement procéder à une reminéralisation avec de la chaux, du CO_2 et du bicarbonate de sodium pour réduire la corrosivité de l'eau. Étant donné qu'une eau à faible teneur en minéraux peut laisser un goût amer, vicié ou désagréable, la reminéralisation peut améliorer la qualité esthétique de l'eau traitée (Vingerhoeds et coll., 2016; Biyoune et coll., 2017; Lesimple et coll., 2020).



La filtration sur membrane de nanofiltration permet de rejeter jusqu'à 98 % du sulfate de magnésium. Les membranes de nanofiltration (seuil de rétention de poids moléculaire de 500 Daltons) ont des pores beaucoup plus étroits que d'autres types de membranes comme les membranes de microfiltration et d'ultrafiltration et rejettent beaucoup d'ions plus gros (Conlon et McClellan, 1989). Dans une étude pilote portant sur deux membranes commerciales utilisant un mélange d'eau distillée et d'eaux souterraines, les membranes de nanofiltration ont atteint un taux de rejet variant entre 79,5 % et 98,4 % pour le calcium, entre 83,3 % et 99 % pour le magnésium, et entre 37,8 % et 83,4 % pour la dureté (Nasr et coll., 2013).

Mulford et coll. (1999) ont réalisé une étude sur la filtration sur membrane de nanofiltration à grande échelle et à l'échelle pilote en Floride en ayant recours à différentes configurations de chaînes de traitement. Dans l'étude, l'installation à grande échelle a été en mesure de réduire la dureté, la faisant passer d'un niveau de 290 à 320 mg/L à un niveau de 28 à 46 mg/L, soit une réduction de la dureté de > 84 %. Dans une autre étude à grande échelle menée dans deux installations de traitement de l'eau potable en Floride, la filtration sur membrane de nanofiltration a permis de réduire les niveaux de dureté, les faisant passer d'environ 250 mg/L à une plage comprise entre 10 et 20 mg/L; on a mélangé l'eau filtrée avec l'eau provenant d'un procédé d'adoucissement à la chaux pour produire une eau traitée conforme aux exigences de qualité (Bartels et Wilf, 2007). Les auteurs ont constaté que la membrane de nanofiltration permettait de réduire considérablement le carbone organique total dans l'eau traitée comparativement à l'adoucissement à la chaux. Tang et coll. (2019) ont évalué l'utilisation de membranes de nanofiltration dans une installation de traitement de l'eau à grande échelle aux Pays-Bas, et ils ont découvert que la filtration sur membrane de nanofiltration permettait de réduire les niveaux de dureté, les faisant passer de 200 à 130 mg/L; ils ont également constaté que le fait de mélanger l'eau non adoucie avec l'eau adoucie (perméat) permettait d'atteindre la dureté visée.

Dans une étude pilote réalisée en Allemagne, Gorenflo et coll. (2002) ont observé que, en présence d'une eau ayant une forte concentration de sulfates et, possiblement, d'une complexation du Ca^{2+} par des acides humiques, la membrane de nanofiltration rejetait le Ca^{2+} et le Mg^{2+} à des taux plus élevés que ceux indiqués par le fabricant. Le taux de rejet du calcium était > 74 %, et celui du magnésium, > 86 %, alors que la concentration de calcium dans l'eau brute était de 114,7 mg/L, celle du magnésium, de 12,3 mg/L, et celle des sulfates, de 99 mg/L.

Plusieurs études à l'échelle de banc d'essai ont montré qu'il est possible de réduire la dureté par la filtration sur membrane de nanofiltration. Van de Bruggen et coll. (2001) ont étudié quatre types de membranes de nanofiltration et, selon la membrane, ils ont constaté une réduction du niveau de dureté, qui est passé de 280 mg/L à une valeur comprise entre 14 et 140 mg/L. Selon les auteurs, les taux de rejet plus élevés pour certaines membranes de nanofiltration seraient attribuables aux effets de charge et à la taille des pores ainsi qu'aux interactions du Ca^{2+} et du Mg^{2+} avec les membranes ayant une surface de charge positive. Ghizellaoui et coll. (2005) ont étudié l'effet de la pression sur les membranes de nanofiltration lorsque l'eau est très dure (600 ppm), et ils ont découvert qu'une pression élevée (4 à 16 bars) entraînait des taux de rétention du calcium et des bicarbonates supérieurs (50 % et 40 %, respectivement), tandis qu'une pression faible (1 et 2 bars) entraînait des taux de rétention inférieurs (34 % et 30 %, respectivement).

5.1.2 Chlorures et sulfates

La plupart des procédés de traitement de l'eau parviennent difficilement à enlever les ions chlorures et sulfates. Les sources d'eau à forte teneur en sel (comme les aquifères saumâtres ou sous l'influence de la mer) peuvent nécessiter un traitement afin de réduire les plaintes des consommateurs et d'obtenir une eau chimiquement stable qui ne sera pas corrosive pour les réseaux de distribution et la plomberie interne des bâtiments.

Il est possible de réduire les concentrations de chlorures et de sulfates par échange d'anions ou par osmose inverse. Les deux technologies produisent également des rejets (saumure concentrée) qui nécessitent un traitement supplémentaire afin d'atténuer les préoccupations environnementales (U.S. EPA, 1999b).

5.1.2.1 Filtration sur membrane

L'osmose inverse permet de rejeter > 90 % des chlorures et > 69 % des sulfates, selon la membrane utilisée (Biesheuvel et coll., 2019). La composition ionique spécifique, ainsi que le pH et la température de l'eau à traiter peuvent influencer sur l'efficacité globale de la membrane. Dans certains cas, la membrane enlèvera préférentiellement des concentrations supérieures de la forme sulfate de certains sels (sulfates de sodium > chlorure de sodium) en raison de la différence de taille entre les ions en cause. Une attention particulière devrait être accordée à la concentration de chaque paramètre dans l'eau de dérivation afin de s'assurer que la concentration en eau finie ne dépasse pas les recommandations applicables.



En général, les unités de nanofiltration ont un faible taux de rejet pour les petits anions monovalents tels que les chlorures (aussi peu que 7 %) et sont souvent mieux adaptées à l'enlèvement des gros anions multivalents tels que les sulfates (enlèvement > 90 %), comme l'ont montré Nasr et coll. (2013) dans une étude pilote.

Dans une étude pilote réalisée dans une installation de traitement de l'eau par ultrafiltration aux Pays-Bas, il a été possible de faire passer la concentration de sulfates de 140 à 0,1 mg/L (Duranceau, 2001).

Dans une étude menée à l'échelle de banc d'essai, Schaep et coll. (1998) ont observé l'influence de la température sur le taux de rejet des chlorures par nanofiltration. Le taux de rejet était inférieur d'environ 10 % à 30 °C (soit environ 60 % d'après le graphique) comparativement à 10 °C (environ 70 %). Ce phénomène pourrait s'expliquer par l'influence de la température sur la viscosité de l'eau qui, à son tour, a une incidence sur le débit. Une telle baisse n'a pas été observée pour le calcium, le magnésium ou les sulfates dans la même étude.

La technologie d'osmose inverse est principalement utilisée pour enlever les contaminants inorganiques et, parfois, les installations de traitement d'eau potable peuvent choisir de mélanger l'eau traitée avec l'eau brute pour obtenir une eau traitée non corrosive. Dans de nombreux cas, l'eau produite par les unités d'osmose inverse est jugée corrosive pour les réseaux de distribution et les installations de plomberie résidentielles. Un traitement supplémentaire peut s'avérer nécessaire afin de reminéraliser l'eau avant sa distribution. Dans tous les cas, les opérateurs de systèmes doivent s'assurer que toutes les exigences en matière de traitement microbien sont respectées avant de distribuer l'eau aux consommateurs.

La formation d'incrustation inorganique (par exemple, silice, sulfate de baryum et CaCO_3) constitue encore un obstacle important à l'obtention d'un taux élevé de récupération par osmose inverse; elle entraîne une baisse de débit du perméat et réduit la durée de vie de la membrane. L'adoucissement à la chaux, suivi d'une filtration et d'un ajustement du pH, est un prétraitement efficace permettant d'améliorer la performance de l'osmose inverse et de réduire l'incrustation causée par les sels minéraux présents dans les sources d'eau. De plus amples renseignements sur la réduction de l'incrustation par les sulfates ont été publiés par l'AWWA et ASCE (2005).

5.1.2.2 Échange d'anions

Bien que la technologie d'échange d'anions permet de réduire les sulfates, la plupart des systèmes augmentent la concentration de chlorures dans les rejets. C'est pour cette raison que l'échange d'anions est rarement utilisé dans les systèmes municipaux d'approvisionnement en eau potable. Certains systèmes peuvent avoir recours à l'échange d'anions afin de réduire les concentrations de nitrates, ce qui aura pour effet d'augmenter les concentrations de chlorures. Par conséquent, si on utilise l'échange d'anions, il est important de surveiller les concentrations de chlorures pour vérifier si elles respectent la VBS. Il existe également d'autres régénérants pour l'échange d'ions qui ne contiennent pas de chlorures, mais il est possible que les coûts d'exploitation augmentent.

5.1.2.3 Produits chimiques de traitement

De nombreux coagulants inorganiques sont des sels à base de chlorures ou de sulfates, par exemple le sulfate d'aluminium, le sulfate ferrique, le sulfate de polyaluminium, le chlorure de polyaluminium ou les coagulants chlorure sulfate à haute teneur en polyaluminium (Wu et coll., 2020). Ces coagulants ajoutent tous des chlorures et des sulfates solubles et peuvent contribuer à une grande partie du total des concentrations de l'eau traitée dans les installations de traitement conventionnel par coagulation et filtration. Dans les installations de filtration directe, les chlorures et les sulfates ont un effet plus modéré lors de la coagulation. La désinfection au chlore gazeux produit des ions chlorures libres lorsque le chlore aqueux se dissocie pour former des acides chlorhydriques et hypochloreux, l'acide chlorhydrique se dissociant davantage en H^+ et Cl^- .

Les unités d'échange d'ions ajoutent également des chlorures, car elles utilisent généralement du chlorure de sodium ou du chlorure de potassium comme saumure de régénération pour l'échange d'ions. Alors que les ions sodium et/ou potassium sont actifs dans les réactions d'échange de régénération, les ions chlorures sont tout simplement évacués dans le rejet lorsque la régénération est terminée. Cet apport supplémentaire de chlorures dans l'environnement est préoccupant, que ce soit sous forme de rejets locaux dans des champs d'épuration ou sous forme de rejets dans les égouts sanitaires. Il pourrait être nécessaire de stocker ou de concentrer cette saumure afin de limiter les effets sur l'environnement en aval. Peu importe l'application (y compris les produits chimiques de nettoyage), il est important de s'assurer que tous les produits chimiques de traitement utilisés soient certifiés conformes à la norme NSF/CAN 60 (Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé) (NSF/CAN, 2024).



5.1.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Les membranes d'osmose inverse et de nanofiltration sont les techniques les plus couramment utilisées et les mieux établies pour réduire les MDT (AWWA et ASCE, 2005; Pushpalatha et coll., 2022). Certains consommateurs sont en mesure de détecter le passage saisonnier d'une source d'eau à une autre lorsque la teneur en MDT varie considérablement, ce qui peut soulever des préoccupations injustifiées quant à la qualité de l'eau.

5.1.3.1 Filtration sur membrane

Les membranes d'osmose inverse peuvent réduire les MDT et les ions monovalents (Bergman et coll., 1995; Pushpalatha et coll., 2022). Les systèmes de traitement par osmose inverse nécessitent généralement une étape de préfiltration pour enlever les particules et comportent souvent d'autres étapes de prétraitement, comme l'ajout d'agents antitartre et la déchloration. Un prétraitement visant à réduire la dureté peut être nécessaire afin d'éviter l'incrustation sur des éléments de la membrane. L'adoucissement à la chaux, suivi d'une filtration et d'un ajustement du pH, est un prétraitement efficace permettant d'améliorer la performance de l'osmose inverse et de réduire l'incrustation causée par les sels minéraux présents dans les sources d'eau.

Un article de synthèse sur l'enlèvement des MDT dans divers types d'eau et par une variété de technologies a déterminé une efficacité d'enlèvement de 90 % pour les MDT par osmose inverse dans un système municipal d'eau souterraine. L'article indiquait qu'une concentration dans l'affluent de 1 100 ppm (mg/L) avait ainsi été réduite à une concentration dans l'eau traitée de 10 à 60 ppm (mg/L). L'efficacité d'enlèvement dépendait de facteurs comme le pH et la température de l'eau, le type de membrane, ainsi que la pression d'opération (Pushpalatha et coll., 2022). Un programme de démonstration à grande échelle de la U.S. EPA évaluait diverses technologies de traitement, y compris l'osmose inverse, auprès de petits systèmes et de systèmes semi-publics. Les systèmes ont fait l'objet d'une surveillance pendant plusieurs années. Bien que le programme ait été principalement axé sur l'enlèvement de l'arsenic, l'efficacité d'enlèvement d'autres contaminants comme les MDT a également été évaluée. Le rendement à long terme d'un système d'osmose inverse au point d'entrée et de neuf unités d'osmose inverse au point d'utilisation a été évalué sur deux sites pendant 8 ou 12 mois. Les concentrations des MDT dans l'affluent variaient de 246 à 698 mg/L et une concentration moyenne de 255 mg/L a été atteinte dans l'eau traitée, ce qui a entraîné un enlèvement moyen de 97 % (Chen et coll., 2020).

Des membranes de nanofiltration ont permis de réduire certains ions dissous par exclusion de taille dans des installations de traitement de l'eau à grande échelle en Floride, atteignant un taux de réduction des MDT de 33 % à 75 % (Bergman, 1995). Saitua et coll. (2011) ont constaté une réduction de 53 % des MDT dans une étude pilote portant sur la filtration sur membrane; dans l'étude, les auteurs ont utilisé une membrane en polyamide pour traiter l'eau, qui présentait une concentration de MDT de 1 290 mg/L dans l'affluent. Une efficacité d'enlèvement des MDT de 97,4 % a été réalisée par nanofiltration, où la concentration des MDT a été réduite de 500 ppm à 13 ppm (Pushpalatha et coll., 2022). En règle générale, la filtration sur membrane de nanofiltration permet d'enlever les gros ions multivalents, comme ceux qui causent la dureté. En revanche, les ions monovalents traversent quand même la membrane.

5.1.3.2 Échange d'ions

Les systèmes d'échange d'ions ont généralement peu d'effet sur les MDT, car cette technologie est conçue pour échanger les ions responsables de la dureté contre des ions qui ne participent pas à la dureté (Crittenden et coll., 2012). Davis (2010) a constaté que les résines échangeuses d'anions fortement basiques sont en mesure de réduire les MDT lorsque la concentration est inférieure à 500 mg/L et que la concentration de sulfate est < 50 mg/L. L'enlèvement de l'arsenic et des MDT des eaux souterraines a été examiné à l'aide de milieux d'alumine par la technologie d'échange d'ions. Les résultats présentés dans cet article ont montré que le système d'échange d'ions du milieu d'alumine a réalisé l'enlèvement de 90 % des MDT. Cependant, il a été conclu que ce système est moins efficace pour des concentrations plus élevées de MDT (> 500 ppm) ou de sulfate (> 150 ppm). La formation d'encrassement aux électrodes constitue l'un des inconvénients majeurs de cette technologie. Cependant, pour les installations de traitement à petite échelle, il peut s'agir d'une solution viable en raison de la facilité d'exploitation et des coûts d'entretien inférieurs à ceux d'autres technologies (Pushpalatha et coll., 2022).

5.1.4 Sulfure d'hydrogène

Le sulfure d'hydrogène est surtout un problème en raison de son odeur nauséabonde et de son faible seuil olfactif. Les technologies de traitement capables d'abaisser la concentration de sulfure d'hydrogène à $\leq 0,05$ mg/L comprennent l'oxydation, l'aération et l'adsorption (Levine et coll., 2004a; Crittenden et coll., 2012; Lemley et coll., 1999; Duranceau et coll., 2010; Odell, 2010).



5.1.4.1 Oxydation

Les oxydants utilisés pour réduire le sulfure d'hydrogène comprennent le chlore, le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), le permanganate de potassium (KMnO₄) et l'ozone (O₃) (Thompson et coll., 1995; Levine et coll., 2004a; Crittenden et coll., 2012). Le **tableau 17** présente une comparaison sommaire des différents oxydants et des doses requises. Les avantages et les inconvénients des oxydants sont décrits dans Duranceau et coll. (2010).

Tableau 17. Comparaison des réactions chimiques pour l'oxydation du sulfure d'hydrogène. Tiré de Levine et coll. (2004a)

Oxydant	Réaction d'oxydation	Dose (mg/mg H ₂ S)
Chlore	$H_2S + Cl_2 \rightarrow S^0 + 2HCl$	2,08
	$H_2S + 4H_2O + 4Cl_2 \rightarrow H_2SO_4 + 8HCl$	8,33
Ferrate	$4H_2S + 3HFeO_4^- + 7H^+ \rightarrow 3Fe^{+2} + S_2O_3^{-2} + 2S^0 + 9H_2O$	2,66
	$16H_2S + 20HFeO_4^- + 10H_2O \rightarrow 20Fe(OH)_3 + 3H_2S_2 + SO_3^{-2} + 3S_2O_3^{-2} + 3SO_4^{-2} + 6OH^-$	4,44
Peroxyde d'hydrogène	$H_2S + H_2O_2 \rightarrow S^0 + 2H_2O$	1,03
	$HS^- + 4H_2O_2 \rightarrow SO_4^{-2} + 4H_2O + H^+ (pH>8)$	4,11
Ozone	$S^{-2} + 4O_3 + 4H_2O \rightarrow SO_4^{-2} + 4O_2$	5,64
Permanganate de potassium	$3H_2S + 2KMnO_4 \rightarrow 3S^0 + 2MnO_2 + 2KOH + 2H_2O$	3,09
	$3S^{-2} + 8KMnO_4 + 4H_2O \rightarrow 8MnO_2 + 3SO_4^{-2} + 8KOH$	12,39

Les exigences chimiques pour une oxydation complète des sulfures dépendent du pH et de la température de la solution. En règle générale, la dose d'oxydant augmente avec le pH (Cadena et Peters, 1988). En général, une dose supérieure d'oxydant a tendance à former des sulfates plutôt que du soufre élémentaire, ce qui augmente la turbidité (Cadena et Peters, 1988; Thompson et coll., 1995; Levine et coll., 2004a).

Crittenden et coll. (2012) ont observé la formation potentielle de polysulfures lors de l'utilisation de l'oxydation pour enlever le sulfure d'hydrogène. Il y a formation de polysulfures lorsque la concentration de sulfure d'hydrogène est > 1 mg/L et que le pH est < 9. La conversion en sulfates nécessite une dose d'oxydant supérieure aux exigences stœchiométriques et un pH > 8. Les polysulfures sont difficiles à enlever, ils ont un goût et une odeur uniques, et ils peuvent former des complexes avec les métaux dans les réseaux de distribution, ce qui entraîne la formation d'eaux noires.

L'oxydation du sulfure d'hydrogène par le peroxyde d'hydrogène nécessite de longs temps de contact et de fortes doses d'oxydants. Il en résulte ensuite la formation non seulement de sulfate, mais aussi la formation de soufre colloïdal, qui peut augmenter la turbidité de l'eau (Duranceau et coll., 2010; Thompson et coll., 1995).

Levine et coll. (2004a) ont mené une étude pilote dans laquelle ils ont utilisé du peroxyde d'hydrogène en association avec la filtration pour oxyder les eaux souterraines d'un champ de captage en Floride. L'étude pilote a montré que le peroxyde d'hydrogène permettait d'enlever > 60 % du sulfure d'hydrogène après un temps de contact de 6,5 minutes. L'utilisation combinée de l'oxydation catalysée par le sulfate ferrique aux fins de la coagulation du soufre colloïdal a permis d'accroître le taux d'enlèvement du sulfure d'hydrogène, qui a atteint > 80 %, avec un temps de contact plus court (< 6 minutes). Les auteurs ont conclu que l'utilisation du peroxyde d'hydrogène catalysé par le sulfate ferrique en association avec la filtration pouvait réduire le sulfure d'hydrogène (données sur l'enlèvement non fournies) et produire une eau peu turbide.

Levine et coll. (2004b) ont également mené des études à l'échelle pilote pour comparer l'oxydation au peroxyde d'hydrogène en continu couplé à un système de filtration à courant ascendant en deux étapes avec et sans l'ajout d'une faible dose de sulfate ferrique comme catalyseur pour enlever le sulfure d'hydrogène. L'ajout de sulfate ferrique a permis d'augmenter le taux d'enlèvement du sulfure d'hydrogène, le faisant passer d'un taux compris entre 20 % et 40 % (temps de contact d'environ 2 à 6 minutes) à un taux de plus de 80 % (temps de contact de 2 minutes), et de réduire la turbidité de l'eau produite à moins de 0,1 unité de turbidité néphélométrique (UTN), tout en diminuant la demande en chlore.

La chloration continue est une méthode courante d'oxydation du sulfure d'hydrogène qui nécessite l'utilisation d'une dose de 2,0 mg/L par 1,0 mg/L de sulfure d'hydrogène (Odell, 2010). Dans une étude réalisée sur le terrain par Lyn et Taylor (1992), l'oxydation par le chlore a entraîné la formation de soufre colloïdal à un pH > 3,8, et l'augmentation du pH a donné lieu à une hausse de la turbidité. Les auteurs ont également constaté que les conditions aérobies à bas pH favorisaient la formation de sulfates, tandis que les conditions anaérobies à pH élevé favorisaient la formation de soufre élémentaire. L'utilisation du chlore pour oxyder les sulfures peut entraîner la formation de SPD, dont des trihalométhanes et des acides haloacétiques (Levine et coll., 2004a; Thompson et coll., 2010; Levine et coll., 2006; Stefen et coll., 2018).



Ortenberg et coll. (2000) ont constaté que l'oxydation du sulfure d'hydrogène par le chlore permettait d'enlever complètement le sulfure d'hydrogène, mais qu'un goût désagréable demeurait. Ils ont émis l'hypothèse que l'oxydation du sulfure d'hydrogène par le chlore produisait du soufre élémentaire et des polysulfures (H_2S_n), qui s'hydrolysaient à leur tour en sulfure d'hydrogène. Stefen et coll. (2018) ont noté qu'un temps de contact plus long était nécessaire pour augmenter l'efficacité du chlore, mais qu'il pouvait également en résulter la formation de trihalométhanes.

L'utilisation de dioxyde de chlore pour oxyder le sulfure d'hydrogène a entraîné la formation des SPD chlorites et chlorates, probablement en raison de la présence de constituants inorganiques sous forme réduite (Ortenberg et coll., 2000). L'enlèvement du sulfure d'hydrogène par l'ozone peut produire des sulfates, sans former de trihalométhanes (Stefen et coll., 2018).

Duranceau et coll. (2010) ont noté que l'utilisation d'oxygène peut entraîner une oxydation incomplète, créant du soufre colloïdal et des polysulfures. Les auteurs ont également constaté que l'utilisation du ferrate comme oxydant réduisait les sulfures en deçà de la LDM ($< 0,3$ mg/L). Cependant, le niveau de turbidité a augmenté de manière significative après le contact avec cet oxydant.

Il est possible d'enlever le sulfure d'hydrogène de l'eau par l'utilisation de permanganate de potassium prétraité à l'acide sulfurique afin de réduire le pH, suivie de l'utilisation d'un dégazeur (Willey et coll., 1964). La cinétique du permanganate de potassium est rapide, l'équilibre chimique étant atteint 5 minutes après l'ajout de l'oxydant (Cadena et Peters, 1988). La réaction produit des particules de floc de MnO_2 et du soufre élémentaire, qu'il est possible d'enlever par filtration (Duranceau et coll., 2010; Edwards et coll., 2011). Il est nécessaire de contrôler de près la dose de permanganate de potassium pour éviter la production d'eau rose causée par un excès de manganèse (Levine et coll., 2004a). En outre, le dioxyde de manganèse formé par la réaction peut produire une turbidité excessive dans le réseau de distribution (Levine et coll., 2004a).

Dans des études à l'échelle pilote, Duranceau et coll. (2010) ont utilisé l'hypochlorite comme oxydant pour traiter des eaux souterraines en Floride. L'oxydant a été utilisé avant l'emploi d'un procédé breveté de filtration ou d'un filtre à sable vert de manganèse. Il y a eu régénération du processus en continu avec de l'eau de Javel pour enlever le sulfure d'hydrogène des eaux souterraines. Les résultats préliminaires ont montré que la combinaison de ces technologies permettait de réduire les sulfures, les faisant passer d'une concentration comprise entre 1,4 et 2,6 mg/L à une concentration de moins de 1,0 mg/L (limite de détection). Dans une autre étude pilote, Duranceau et Trupiano (2011) ont évalué sur des eaux souterraines en Floride deux procédés différents de filtration sur

milieu oxydé : l'oxydation au NaOCl précédant une filtration par procédé exclusif et l'oxydation au NaOCl précédant la filtration au MnO₂. Les deux procédés ont permis de réduire la concentration de sulfure en deçà de la limite de détection (< 0,1 mg/L) et de produire une eau traitée d'une turbidité < 1,0 UTN.

5.1.4.2 Aération

L'aération consiste à mettre l'eau et l'air en contact étroit pour enlever les gaz dissous (comme le CO₂) et oxyder les métaux dissous tels que le fer, de même que le sulfure d'hydrogène et les composés organiques volatils. L'aération est une méthode couramment employée pour traiter les sulfures lorsque leur concentration est inférieure à 2,0 mg/L et lorsqu'ils sont présents en phase gazeuse (Lemley et coll., 1999; Duranceau et coll., 2010; Odell, 2010). La préoxydation n'est pas recommandée pour l'aération du sulfure d'hydrogène, car elle peut produire des sulfures, des bisulfures ou du soufre solide, lesquels ne peuvent pas être enlevés par strippage à l'air et devront faire l'objet d'un traitement ultérieur par filtration de l'eau traitée (Odell, 2010).

Le pH de l'eau joue un rôle important dans la forme du sulfure d'hydrogène présent. Il est difficile d'enlever le sulfure d'hydrogène dans l'eau dont le pH est > 7, car la majeure partie du sulfure d'hydrogène est présente sous forme d'ions HS⁻ et H⁺. Le fait de diminuer le pH de l'eau entrant dans un système d'aération peut améliorer l'efficacité de l'enlèvement du sulfure d'hydrogène et abaisser les niveaux de turbidité, mais peut aussi entraîner la formation de certains SPD et accroître le taux de corrosion du cuivre (Thompson et coll., 1995; Edwards et coll., 2011). L'enlèvement des sulfures est d'environ 80 % à un pH de 6 et de seulement 70 % à un pH de 7 (Lemley et coll., 1999; Odell, 2010). L'aération de l'eau libère du CO₂, ce qui augmente le pH, car le sulfure d'hydrogène est converti en HS⁻, réduisant ainsi l'efficacité globale du procédé de strippage (Levine et coll., 2004b; Munter et Vilu, 2008; Crittenden et coll., 2012).

L'utilisation d'aérateurs à cascades ou à plateaux et la volatilisation dans les installations de stockage souterraines ne sont qu'en partie efficaces pour l'enlèvement des sulfures, qui dépend du pH et des conditions atmosphériques (par exemple davantage de sulfures sont enlevés par temps chaud et venteux) (Duranceau et coll., 2010). Montgomery (1985) a rapporté avoir utilisé un aérateur à cascades sur plateaux sur un réservoir d'eaux souterraines et a constaté un enlèvement de seulement 20 % du sulfure d'hydrogène à la température et au pH ambiants. Le sulfure restant a été oxydé par le chlore en soufre élémentaire dans le réservoir. L'auteur a noté que le procédé produisait des niveaux élevés de turbidité et une odeur nauséabonde d'œuf pourri.



Les tours à garnissage ont une efficacité de strippage plus élevée, mais le CO₂ est libéré plus rapidement que le sulfure d'hydrogène. Par conséquent, le pH change au fur et à mesure que l'eau s'écoule le long du matériau de garnissage, ce qui influe sur l'efficacité de l'enlèvement (Duranceau et coll., 2010). L'utilisation d'acide carbonique pour ajuster le pH avant l'aération par tour à garnissage peut s'avérer un prétraitement efficace et contribuer au contrôle de la corrosion (Duranceau et coll., 2010).

L'aération est largement utilisée en Estonie, où le procédé consiste à mettre en contact une fine pellicule d'eau descendante avec de l'air à la surface du matériau de garnissage en bois, en céramique ou en plastique. Munter et coll. (1999) ont noté une diminution de la concentration de sulfure, qui est passée d'une valeur moyenne de 0,003 à 0,5 mg/L à une valeur de 0,3 mg/L. Dans une étude à grande échelle menée sur la côte ouest de l'Estonie, on a traité des eaux souterraines par aération suivie d'une filtration sur sables verts de manganèse, ce qui a permis de faire passer la concentration de sulfure d'hydrogène d'une fourchette de 0,64 à 3,4 mg/L à une fourchette de 0,04 à 0,89 mg/L.

L'utilisation d'un lit percolateur à grande échelle a permis d'enlever le sulfure d'hydrogène de l'eau de puits en Grèce (Terkerlekopoulou et coll., 2010). L'eau de deux puits était stockée dans un château d'eau situé à 15 mètres du sol. L'eau coulait en cascade dans le réservoir d'homogénéisation et était soumise à une aération au moment de son passage dans le filtre, ce qui a permis d'enlever le sulfure d'hydrogène (concentration comprise entre 1 et 1,3 mg/L dans l'eau brute) à la sortie du filtre (données sur l'eau traitée non fournies).

5.1.4.3 Échange d'ions

Le sulfure d'hydrogène peut être enlevé à l'aide de résines échangeuses d'anions, car une grande partie du sulfure d'hydrogène présent dans l'eau est sous forme ionisée. L'efficacité du système dépend de la résine choisie et de la concentration des anions en compétition (sulfates, carbone organique total et alcalinité) ainsi que du pH de l'eau. En règle générale, on utilise une résine de chlorure pour enlever le sulfure d'hydrogène (Lemley et coll., 1999; Odell, 2010). La résine peut également s'encrasser en raison de la croissance de sulfobactéries, ce qui peut nuire à l'efficacité de l'enlèvement (Duranceau et coll., 2010).

Dans une étude pilote réalisée en Floride, on a constaté que l'échange d'anions sur lit fixe pouvait enlever une concentration de 0,82 à 3,22 mg/L de sulfure dans l'eau brute (Levine et coll., 2006). Aucune donnée n'a été fournie sur l'enlèvement et l'eau traitée. Les auteurs ont également examiné les améliorations biologiques associées à l'échange d'anions, car la faible concentration d'oxygène dissous (< 2 mg/L) a favorisé la croissance de bactéries oxydantes de soufre à la surface supérieure de la résine, améliorant ainsi l'enlèvement du sulfure d'hydrogène en le convertissant en soufre élémentaire ou en sulfates. Les sous-

produits de l'oxydation biologique du soufre, soit le soufre élémentaire et les sulfates, ont été enlevés par l'échange d'anions. Les auteurs ont constaté que le fait d'utiliser l'oxydation biologique du soufre en association avec l'échange d'anions offrait l'avantage d'augmenter la capacité d'échange, ce qui s'est traduit par des cycles de fonctionnement deux à trois fois plus longs, diminuant ainsi la fréquence de régénération de la colonne.

Dans une étude réalisée par Vidović et coll. (2010) dans une installation pilote, les auteurs ont utilisé un système d'échange d'ions, suivi d'une colonne d'adsorption. Le système d'échange d'ions a permis d'enlever jusqu'à 60 % du sulfure d'hydrogène en milieu acide (pH de 6,6 à 7,2); toutefois, en milieu alcalin, il n'y a eu aucun enlèvement du sulfure d'hydrogène. Le sulfure d'hydrogène qui n'avait pas été entièrement enlevé par le système d'échange d'ions l'a été ultérieurement par adsorption.

5.1.4.4 Milieux adsorbants

Le charbon actif en grains (CAG) peut généralement réduire le sulfure d'hydrogène à des concentrations inférieures à 0,3 mg/L (Lemley, 1999; Odell, 2010). Le charbon catalytique, un type de charbon actif dont la surface est modifiée, a la capacité de promouvoir ou de catalyser des réactions chimiques. Le charbon catalytique peut adsorber les sulfures à la surface du charbon et, en présence d'oxygène dissous, il oxyde les sulfures en soufre élémentaire (S_8) et en sulfates (Megonnell et Spotts, 1994). Une concentration minimale d'oxygène dissous de 4,0 mg/L est nécessaire pour obtenir une oxydation complète du sulfure d'hydrogène en soufre élémentaire, qui peut alors être filtré (Saunders et Urbans, 1995; Lemley et coll., 1999; Odell, 2010).

Dans une série d'études pilotes réalisées par Ikehata et coll. (2015) dans la ville de Huntington Beach, en Californie, les auteurs ont utilisé un milieu CAG produit à partir de coquille de noix de coco (milieu certifié conforme à la norme NSF/CAN 61) pour enlever le sulfure d'hydrogène. À l'aide de cinq filtres CAG en série, il a été possible de réduire la concentration de sulfure d'hydrogène, la faisant passer d'une valeur comprise entre 0,02 et 0,7 mg/L à une valeur inférieure à la LDM de 0,01 mg/L.

On peut employer la filtration sur sables verts de manganèse pour traiter l'eau contenant moins de 5,0 mg/L de sulfure d'hydrogène. Le revêtement de dioxyde de manganèse sur le filtre catalyse le sulfure d'hydrogène gazeux en soufre solide, qui est ensuite filtré (Odell, 2010). Willey et coll. (1964) ont réalisé une étude à grande échelle dans une usine de traitement de l'eau du centre de l'Indiana. L'usine fonctionnait depuis deux ans, et l'étude a montré que le sulfure d'hydrogène pouvait être enlevé de l'eau à l'aide d'un procédé de régénération consistant en un apport continu en permanganate de potassium dans l'eau traversant un filtre à sables verts de manganèse. Les auteurs ont également conclu qu'un dosage d'acide sulfurique étendu et l'aération permettaient d'enlever mécaniquement une



grande partie du sulfure d'hydrogène (passant de 11,3 ppm à une valeur inférieure à la LDM) et de réduire la demande en permanganate de potassium. Saunders et Lee (1996) ont constaté que, lorsque le permanganate de potassium est utilisé avec des sables verts de manganèse, les sables verts peuvent être encrassés par le fer et d'autres contaminants, ce qui permet au soufre de s'infiltrer si le permanganate de potassium vient à s'épuiser. Il est donc important de surveiller le filtre à sables verts de manganèse pour s'assurer qu'il fonctionne de manière optimale.

5.1.4.5 Filtration microbiologique

Les bactéries peuvent oxyder les sulfures en soufre en présence d'une quantité limitée d'oxygène. Lorsque la concentration d'oxygène dissous est $< 0,1$ mg/L, le produit dominant est le soufre élémentaire, tandis que, lorsque la concentration d'oxygène dissous est élevée, les sulfates constituent le produit dominant (Janssen et coll., 1998). La filtration microbiologique permet de réduire chimiquement le sulfure d'hydrogène, mais les organismes peuvent se détacher des surfaces et causer de la turbidité en aval des installations de stockage (Duranceau et coll., 2010).

5.2 Traitement à l'échelle résidentielle

Plusieurs techniques de traitement peuvent réduire efficacement ces substances à l'échelle résidentielle, par exemple dans un petit système ou dans une habitation dont l'eau potable provient d'un puits privé.

Avant d'installer un dispositif de traitement, il faut faire analyser l'eau pour en déterminer les caractéristiques chimiques générales, de même que la concentration des paramètres d'intérêt dans la source d'approvisionnement en eau. Il faudrait faire analyser périodiquement l'eau qui entre dans le dispositif de traitement et l'eau traitée par un laboratoire accrédité afin de confirmer l'efficacité du dispositif de traitement. Comme les dispositifs de traitement peuvent perdre leur capacité d'enlèvement avec l'usage et le temps, ils doivent être entretenus et/ou remplacés au besoin. Les consommateurs devraient vérifier la durée de vie prévue des composants de leur dispositif de traitement selon les recommandations du fabricant et veiller à leur entretien au besoin. Certains systèmes résidentiels peuvent avoir une capacité nominale permettant de traiter des volumes supérieurs à ceux d'une seule résidence, de sorte qu'ils peuvent aussi être utilisés dans des petits systèmes.

Il existe des dispositifs de traitement certifiés pour à l'échelle résidentielle qui permettent de réduire la dureté, les sulfates, les chlorures, les MDT et le sulfure d'hydrogène.

5.2.1 Calcium, magnésium et dureté

Il existe actuellement un certain nombre de dispositifs de traitement certifiés à l'échelle résidentielle qui permettent d'enlever de l'eau potable le calcium, le magnésium et d'autres éléments contribuant à la dureté de l'eau potable. Ces dispositifs comportent des systèmes d'échange de cations, d'osmose inverse et de distillation.

Les systèmes d'échanges d'ions (pour l'adoucissement de l'eau) certifiés conformes à la norme NSF/ANSI 44 (Residential Cation Exchange Water Softeners) permettent de réduire la dureté de l'eau potable. Pour être certifié conforme à la norme NSF/ANSI 44 pour la réduction de la dureté, le dispositif doit pouvoir faire passer la dureté de 20 grains par gallon (342 mg/L) dans l'eau à traiter à moins de 1,0 grain par gallon (17,1 mg/L) dans l'eau traitée (NSF/ANSI, 2024). Des niveaux supérieurs de dureté signifient que l'unité fonctionnant par échange d'ions consommera de plus grandes quantités de sel pour la régénération afin d'atteindre un niveau de dureté acceptable.

Les propriétaires qui ont un puits privé et qui utilisent un adoucisseur fonctionnant par échange d'ions sous forme de sodium devraient savoir que le dispositif de traitement peut introduire des quantités indésirables de sodium dans l'eau traitée. Il est recommandé d'utiliser une source d'approvisionnement distincte pour l'eau potable destinée à la consommation et aux usages culinaires. De même, l'adoucissement par échange d'ions de potassium peut introduire des niveaux indésirables de potassium qui peuvent avoir des effets négatifs sur certains segments de la population (Santé Canada, 2008). Dans les deux cas, si on utilise un adoucisseur d'eau, il est également recommandé de ne pas adoucir une partie de l'eau qui sert le plus souvent à la consommation (comme l'eau du robinet de la cuisine) afin d'éviter un apport excessif en sodium ou en potassium. L'annexe E contient des renseignements sur l'apport en sodium résultant de l'utilisation d'un adoucisseur d'eau, par niveau de dureté.

Un système d'osmose inverse devrait pouvoir enlever la dureté mais il n'existe pas de système certifié. En outre, l'utilisation d'un système d'osmose inverse pour enlever des niveaux élevés de dureté entraînerait un encrassement plus rapide de la membrane, nécessiterait un entretien plus fréquent et réduirait la durée de vie de la membrane. Les consommateurs pourraient devoir prétraiter l'eau entrante pour réduire l'encrassement et prolonger la durée de vie de la membrane d'osmose inverse. Il n'est généralement pas pratique d'installer un système d'osmose inverse au point d'entrée de l'eau d'une résidence, car il faut de plus grandes quantités d'affluents pour obtenir le volume requis d'eau traitée.



Le procédé de distillation devrait aussi permettre d'enlever la dureté, mais il n'existe pas de système certifié.

L'eau traitée par osmose inverse ou par distillation est plus susceptible d'être corrosive pour l'intérieur des composants de plomberie. Par conséquent, il faudrait les installer uniquement au point d'utilisation de l'eau. Comme de grandes quantités d'affluent sont nécessaires pour obtenir le volume requis d'eau traitée, les systèmes d'osmose inverse ne sont généralement pas pratiques pour une installation au point d'entrée. Il arrive parfois que le consommateur doive prétraiter l'eau entrante pour réduire l'encrassement de la membrane et en prolonger la durée de vie.

Dans un rapport détaillé préparé par Brodeur et Barbeau (2015) à partir des données de Barbeau et coll. (2011), les auteurs ont présenté des données sur l'efficacité des technologies de traitement aux fins de l'enlèvement du manganèse dans les eaux souterraines. Le rapport présente également les résultats de l'enlèvement de la dureté pour 96 systèmes utilisant diverses techniques, avec une concentration moyenne de 136 356 µg/L (136,36 mg/L) dans l'eau brute et une concentration moyenne de 49 549 µg/L (49,50 mg/L) dans l'eau traitée. Les auteurs ont constaté que les systèmes d'échange d'ions et d'osmose inverse étaient en mesure de réduire la dureté, avec des taux d'enlèvement médians de 99 % et de 72 %, respectivement. Les résultats des différentes techniques sont résumés à l'annexe D (tableau D.1).

5.2.2 Chlorures et sulfates

Il existe peu de technologies permettant de réduire les chlorures et les sulfates à l'échelle résidentielle. Les chlorures et les sulfates ont tous deux tendance à rester en solution et participent à peu de réactions chimiques. Il est possible de réduire les concentrations de chlorures et de sulfates par échange d'anions ou par osmose inverse. On trouve actuellement un certain nombre de dispositifs de traitement résidentiel certifiés pour l'enlèvement des chlorures et des sulfates dans l'eau potable. Ces dispositifs utilisent des systèmes de filtration installés au point d'utilisation ou au point d'entrée.

Les systèmes de distillation pour l'enlèvement des sulfates et des chlorures doivent pouvoir diminuer les composés d'une concentration moyenne de 800 mg/L dans l'eau à traiter à une concentration maximale de 250 mg/L dans l'eau traitée (NSF/ANSI, 2023a).

Les propriétaires peuvent aussi s'approvisionner de sources d'eau et d'aquifères présentant des concentrations plus faibles de sulfates et de chlorures s'ils estiment que les concentrations actuelles sont trop élevées.

5.2.3 Matières dissoutes totales (MDT)

Il existe actuellement sur le marché un certain nombre de dispositifs de traitement résidentiel certifiés pour l'enlèvement des MDT dans l'eau potable. Ces dispositifs utilisent des systèmes de filtration au point d'utilisation ou au point d'entrée, des systèmes d'osmose inverse et des systèmes de distillation. Les exigences relatives à la réduction des MDT sont décrites dans la norme NSF/ANSI 42 (Drinking Water Treatment Units – Aesthetic Effects). Pour être certifié conforme à la norme 42 pour l'enlèvement des MDT, le dispositif doit pouvoir faire passer les MDT d'une concentration moyenne de 1 500 mg/L dans l'eau à traiter à une concentration maximale de 500 mg/L dans l'eau traitée (NSF/ANSI, 2003b).

Les exigences relatives à la réduction des MDT sont également décrites dans la norme NSF/ANSI 58 (Reverse Osmosis Drinking Water Treatment). Pour qu'un dispositif soit certifié pour l'enlèvement des MDT en vertu de la norme 58, il doit être capable de réduire d'au moins 75 % une concentration moyenne de 750 mg/L de MDT dans l'eau à traiter (jusqu'à 187 mg/L) (NSF/ANSI, 2023c).

Un système de distillation certifié conforme à la norme NSF/ANSI 62 (Drinking Water Distillation Systems) permet de réduire les MDT en utilisant le chlorure de sodium comme substitut. Pour être certifié conforme à la norme 62 pour l'enlèvement des MDT, le dispositif doit pouvoir réduire d'au moins 97 % une concentration moyenne de 1 000 mg/L de MDT dans l'eau à traiter (c'est-à-dire l'amener à 30 mg/L) (NSF/ANSI, 2023a).

L'eau traitée par osmose inverse ou par distillation peut être corrosive pour les composants internes de la plomberie. Les dispositifs de traitement par osmose inverse ou par distillation devraient donc être installés uniquement au point d'utilisation. Il n'est généralement pas pratique d'installer un système d'osmose inverse au point d'entrée de l'eau, car il faut de plus grandes quantités d'affluent pour obtenir le volume requis d'eau traitée. Il arrive parfois que le consommateur doive prétraiter l'eau entrante pour réduire l'encrassement de la membrane et en prolonger la durée de vie.

5.2.4 Sulfure d'hydrogène

Il existe actuellement des dispositifs de traitement résidentiel certifiés pour l'enlèvement du sulfure d'hydrogène dans l'eau potable. Ces dispositifs utilisent des systèmes de filtration installés au point d'utilisation ou au point d'entrée. Les exigences relatives à la réduction du sulfure d'hydrogène sont décrites dans la norme NSF/ANSI 42 (Drinking Water Treatment Units – Aesthetic Effects). Pour être certifié conforme à la norme 42 pour l'enlèvement du sulfure d'hydrogène, le dispositif doit pouvoir faire passer le sulfure d'hydrogène d'une concentration moyenne de 1,0 mg/L dans l'eau à traiter à une concentration maximale de 0,05 mg/L dans l'eau traitée (NSF/ANSI, 2023b).



6.0 STRATÉGIES DE GESTION

Tous les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable devraient mettre en place une approche axée sur la gestion des risques, par exemple une approche « de la source au robinet » ou un plan de salubrité de l'eau pour assurer la salubrité de l'eau. Ces stratégies nécessitent 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 pouvant entraîner une contamination et mettre en œuvre des mesures de contrôle. La surveillance opérationnelle est ensuite établie, et des protocoles opérationnels et de gestion sont mis en place (par exemple, procédures opérationnelles standardisées, mesures correctives et interventions en cas d'incident). D'autres protocoles pour valider le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau sont adoptés (par exemple, tenue de registres, satisfaction des consommateurs) pour valider le plan de salubrité de l'eau (AWWA, 2024). Il est également nécessaire de former les exploitants pour assurer l'efficacité du plan de salubrité de l'eau (Smeets et coll., 2009).

On peut employer plusieurs stratégies de gestion afin de réduire les concentrations des paramètres opérationnels dans l'eau potable, notamment :

- » Envisager le recours à un système centralisé de traitement pour le ou les paramètres préoccupants, tout en tenant compte des effets en aval sur les réseaux de distribution.
- » Envisager de mélanger des sources d'eau présentant des concentrations plus faibles de ces paramètres.
- » Réexaminer les caractéristiques de la source d'eau et la concentration du ou des paramètres préoccupants, et éventuellement utiliser une nouvelle source d'eau ayant des concentrations plus faibles de ces paramètres.
- » Régler toute source anthropique des paramètres préoccupants.
- » Informer le public sur la pertinence, pour les consommateurs, d'installer des systèmes de traitement au point d'entrée ou au point d'utilisation.

De nombreuses références utiles sur les plans de sécurité de l'eau ont été publiées (Breach 2012, Jackson et coll. 2023, OMS 2017, 2012). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) et l'International Water Association (IWA) ont également maintenu un portail en ligne pour donner accès à des documents de référence à l'appui de la planification de la sécurité sanitaire de l'eau (<https://wportal.org>).

6.1 Stratégies de contrôle

Dans les sources d'eau où les concentrations des paramètres opérationnels sont supérieures à ce qui est acceptable, une ou plusieurs options de techniques de traitement (voir section 5.0) peuvent être mises en œuvre. D'autres stratégies de contrôle peuvent inclure le mélange contrôlé avant le point d'entrée du réseau, l'interconnexion avec et/ou l'achat d'eau à un autre système d'approvisionnement en eau potable. Il faut accorder une attention particulière à la qualité de l'eau provenant d'une nouvelle source avant d'apporter tout changement (comme le passage à une autre source, mélange ou interconnexion) à une source d'approvisionnement existante. Par exemple, si la nouvelle source d'eau est plus corrosive, elle peut entraîner un relargage de plomb ou de cuivre dans le réseau de distribution. On devrait analyser la qualité de l'eau du débit d'eau recombinaison pour s'assurer qu'elle possède les concentrations désirées.

6.1.1 Mélange

L'échange d'ions (adoucisseur d'eau) constitue la solution qui présente le meilleur potentiel pour la réduction globale des paramètres opérationnels. Pour adoucir l'eau, il est de pratique courante de faire dévier une partie de l'eau brute vers l'extérieur du bassin de traitement, puis de mélanger l'eau ainsi déviée à l'eau traitée. Le mélange de l'eau traitée avec l'eau brute peut stabiliser l'eau traitée et diminuer les coûts de traitement en réduisant le volume d'eau traitée. Cela pourrait réduire le besoin de régénération, et réduire également les coûts d'enlèvement de la saumure et des produits chimiques (U.S. EPA, 1999b). Cependant, il faut prendre en compte la concentration de chaque paramètre dans la portion d'eau non traitée pour s'assurer que la concentration finale ne dépasse pas les objectifs de traitement (par exemple, les recommandations).

Lorsque les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable implantent une stratégie de contrôle comme une nouvelle source d'eau, le mélange ou encore l'interconnexion avec une autre source afin de réduire la dureté, ils devraient évaluer la qualité de l'eau provenant des nouvelles sources et celle du mélange pour s'assurer qu'il n'y a pas d'interférence avec les procédés de traitement existants, qu'il n'y a pas d'effet sur le réseau de distribution ou d'autres problèmes de qualité de l'eau.

D'autres options généralement envisagées pour la réduction du calcium et du magnésium sont la séquestration ou la chélation. Ces deux procédés ont pour effet de stabiliser les ions bivalents et d'empêcher la précipitation dans des conditions normales. Habituellement, on utilise un polyphosphate de sodium ou de potassium pour isoler et stabiliser les ions en solution responsables de la dureté. Cela pourrait s'appliquer à la dureté calcique et magnésienne, ainsi qu'à des facteurs de dureté mineurs tels que le fer et le manganèse. La séquestration est généralement considérée comme une mesure de réduction temporaire, étant donné que son effet est d'une durée limitée (Kohl et Medlar, 2006).



Les effets de la chélation peuvent s'atténuer avec le temps, entraînant une précipitation dans les tuyaux et les appareils en aval. La séquestration n'est généralement pas recommandée comme stratégie, car elle peut avoir un effet négatif sur d'autres métaux (par exemple, le plomb). L'utilisation des polyphosphates est examinée plus en détail dans le document de Santé Canada intitulé *Document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion* (Santé Canada, 2022a).

6.2 Surveillance

Il est recommandé d'échantillonner régulièrement la prise d'eau de la station pour toutes les sources d'approvisionnement en eaux de surface afin de caractériser la variabilité saisonnière des paramètres opérationnels. Selon la nature du bassin versant, la fonte des neiges peut diluer la concentration de la plupart des paramètres, et ce, à moins que la fonte des neiges ne soit touchée par le sel de voirie. Cependant, il est possible qu'elle permette également la migration des eaux souterraines dans le réseau primaire d'eaux de surface, ce qui peut en fait augmenter les concentrations pendant une courte période au cours de la fonte printanière. Les réserves d'eaux souterraines présentent généralement une concentration plus stable de ces paramètres, mais il serait utile de les surveiller régulièrement, sur une base trimestrielle, afin de s'assurer que l'aquifère n'a pas changé de manière abrupte.

6.2.1 Caractérisation de la source d'approvisionnement en eau

Il faut caractériser la qualité de l'eau afin de suivre les changements possibles de la qualité de l'eau à la suite des mesures de réduction ou du traitement, et de définir les répercussions potentielles sur le réseau de distribution. Un changement dans la qualité de l'eau ne devrait jamais causer de problème de conformité. L'essai pilote de la méthode de traitement ou de l'option de réduction choisie pour contrer la dureté constitue aussi une importante étape dans l'évaluation des conséquences imprévues, telles que la modification de la qualité de l'eau.

6.2.2 Traitement

Après la mise en place d'un système de traitement pour réduire la dureté (y compris les mesures de réduction), il est recommandé de procéder à une surveillance trimestrielle au minimum, afin de confirmer que l'objectif d'ordre esthétique n'est pas dépassé. Il faut prélever les échantillons après le traitement et avant la distribution (généralement au point d'entrée du réseau de distribution). Le prélèvement d'échantillons appariés de l'eau à la source et de l'eau traitée permettra de vérifier l'efficacité du traitement ou de la mesure de réduction.

Les systèmes d'osmose inverse et d'échange d'ions sont souvent utilisés en mode de dérivation, c'est-à-dire qu'une partie du débit entrant (eau brute) est mélangée à l'eau traitée pour obtenir la qualité d'eau souhaitée. Lorsque cette méthode de réduction est utilisée, il est important de surveiller l'eau traitée mélangée et d'en mesurer la dureté finale.

6.2.3 Opérationnelle

Les installations de traitement qui réduisent la dureté par la technique d'adoucissement à la chaux devraient contrôler sur une base opérationnelle la concentration de calcium et de magnésium, ainsi que le pH.

Si une installation de traitement utilise un procédé d'adoucissement de l'eau par échange d'ions, les responsables devraient également surveiller, pour chaque échangeur, le moment à partir duquel le procédé cesse de réduire la dureté de l'eau, afin de déterminer à quel moment la résine doit être régénérée et d'obtenir le degré voulu de réduction de la dureté. Une considération opérationnelle lors de l'utilisation de résines cationiques fortement acides sous forme d'ions hydrogène inclut le pic chromatographique rapide des contaminants. Dans l'échange d'ions, certains composants d'un mélange auront plus d'affinité pour le sorbant que d'autres. Le composant le plus fortement sorbé déplacera d'abord un composant moins fortement sorbé hors du lit de sorption, provoquant un « pic » de concentration du composant moins fortement sorbé au moment où l'eau sort de la colonne (Clifford, 1999). Le baryum et le calcium étant les cations de prédilection de ces résines échangeuses d'ions, on peut observer des pics chromatographiques pour certains ions, comme le sodium et le magnésium, dans l'eau traitée. Le traitement par résines échangeuses de cations fortement acides sous forme d'ions hydrogène et par résines échangeuses de cations faiblement acides doit être suivi d'un procédé de désorption par CO₂ et d'une étape d'ajustement du pH ou de l'alcalinité afin de réduire la corrosivité de l'eau traitée.

Les responsables de systèmes d'approvisionnement en eau potable dont l'eau est traitée par résine échangeuse de cations sous forme d'ions sodium devraient savoir que ce procédé peut introduire des quantités indésirables de sodium dans l'eau traitée.

Les systèmes d'osmose inverse et d'échange d'ions sont souvent utilisés en mode de dérivation, c'est-à-dire qu'une partie du débit entrant (eau brute) est mélangée à l'eau traitée pour obtenir la qualité d'eau souhaitée. Lorsque cette méthode de réduction est utilisée, il est important de surveiller l'eau traitée mélangée et d'en mesurer la dureté finale.



6.2.4 Mélange

Il importe de surveiller l'eau traitée mélangée afin de déterminer la concentration finale des composants de la dureté. On devrait utiliser le même type de désinfectant (chlore ou chloramine) pour éviter les problèmes de qualité de l'eau et de désinfection. Il faut prendre en compte les problèmes de corrosion lorsqu'on mélange des eaux de qualité différente. Une augmentation du pH au cours de l'adoucissement à la chaux peut entraver l'efficacité des unités de désinfection primaire. Il est également possible d'éliminer davantage d'agents pathogènes par la phase de sédimentation des procédés d'enlèvement de la dureté par précipitation (Cornwell et coll., 2003).

6.2.5 Résidentiel

Les propriétaires de puits privés et les exploitants de petits systèmes sont encouragés à faire analyser la dureté de leur eau pour s'assurer que la concentration dans leur source d'approvisionnement est inférieure à l'objectif d'ordre esthétique. S'ils utilisent un dispositif de traitement résidentiel, les propriétaires de puits privés devraient faire analyser périodiquement l'eau qui entre dans le dispositif ainsi que l'eau traitée afin de s'assurer de l'efficacité de l'appareil. De plus, les propriétaires devraient savoir que l'utilisation d'adoucisseurs à échange d'ions peut introduire des quantités indésirables de sodium dans l'eau traitée.

7.0 CONSIDÉRATIONS INTERNATIONALES

L'U.S. EPA n'a établi aucune norme concernant la dureté de l'eau potable. Le calcium et le magnésium ne sont traités qu'indirectement comme composants de la dureté et sont considérés comme des paramètres d'ordre esthétique (USGS, 2018; 2023). L'U.S. EPA et l'OMS classent la dureté globale (tableau 18) selon les catégories suivantes : douce, modérée, dure et très dure (McGowan, 2000; USGS, 2023). Dans l'Union européenne, les valeurs de dureté varient selon le pays, certains recommandant des niveaux minimums de calcium et de magnésium pour éviter des problèmes liées à la corrosion et au goût (UE, 2020)

Tableau 18. Comparaison des valeurs internationales pour la dureté dans l'eau potable (exprimées en mg de CaCO₃/L)

Organisation	Eau douce (mg/L)	Eau modérément dure (mg/L)	Eau dure (mg/L)	Eau très dure (mg/L)
Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2009)	< 60	61–120	121–180	> 180
U.S. EPA (USGS, 2023)	< 60	61–120	121–180	> 180
Australie NHMRC (NRMMC, 2011)	< 60 Douce, mais corrosive	60–200 Bonne	200–500 Incrustation accrue	> 500 Incrustation grave

Ca – calcium; Mg – magnésium; U.S. EPA – l'Environmental Protection Agency des États-Unis.

Les chlorures et les sulfates sont visés par des limites d'ordre esthétique d'environ 250 mg/L dans de nombreux pays, y compris aux États-Unis, en Australie et dans l'Union européenne (tableau 19). L'OMS et l'Australie signalent également que les sulfates peuvent avoir un effet laxatif à la concentration de 500 mg/L.

Les MDT, qui sont une mesure globale des solides dissous, ont été placées sur la liste des contaminants secondaires de l'U.S. EPA, en raison de préoccupations quant au goût et d'ordre esthétique. L'OMS et l'Australie ont fixé une limite d'ordre esthétique de 0,05 mg/L pour le sulfure d'hydrogène.



Tableau 19. Comparaison des valeurs internationales relatives à la présence de chlorures, de sulfates, de MDT et de sulfure d'hydrogène dans l'eau potable

Organisation	Chlorures (mg/L)	Sulfates (mg/L)	MDT (mg/L)	H ₂ S (mg/L)
Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2009)	250	» 250–500 (goût) » > 1 000 (effet laxatif)	500–1 000	0,05 (odour)
U.S. EPA (USGS, 2023)	250	250	500	S.O.
Australie NHMRC (NRMCC, 2011)	250	» 250 (goût) » 500 (effet laxatif)	» < 600 Bonne » 600–900 Passable » 900–1 200 Mauvaise » > 1 200 Inacceptable	0,05
Union européenne (EU, 2020)	250	250	S.O.	S.O.

MDT – matières dissoutes totales; S.O. – sans objet; UE – Union européenne; U.S. EPA – l'Environmental Protection Agency des États-Unis.

8.0 JUSTIFICATION DES OBJECTIFS ESTHÉTIQUES

Le seuil gustatif du calcium se situerait entre 100 et 300 mg/L (Burlingame et coll., 2007). Le magnésium peut également donner un goût désagréable (par exemple, amertume) à l'eau potable, avec un seuil gustatif compris entre 100 et 500 mg/L (Burlingame et coll., 2007).

L'augmentation de la teneur en ions chlorure peut également donner un goût désagréable à l'eau potable en présence de sodium, de calcium, de potassium et de magnésium (Burlingame et coll., 2007). Le seuil gustatif pour le chlorure est estimé entre 200 mg/L et 300 mg/L (Dietrich et Burlingame, 2015). Cependant, on pense que cet effet se produit de concert avec la concentration d'ions sodium, les ions chlorure ne modifiant que légèrement la perception du goût.

On a rapporté que les sulfates ont un seuil gustatif de 250 mg/L, avec le sulfate de sodium ayant un seuil de 250 mg/L et le sulfate de calcium ayant un seuil de 1 000 mg/L (Lin et coll., 2019). Les sulfates en concentrations modérées sont plus acceptables pour la plupart des consommateurs, du point de vue du goût. La combinaison des sulfates et d'autres composants des MDT peut générer un profil gustatif qui reste équilibré et acceptable jusqu'à des concentrations modérées de MDT.

Les MDT sont un facteur déterminant du goût de l'eau, et l'acceptation par les consommateurs dépend de leur exposition préalable et de ce à quoi ils sont habitués (Lin et coll., 2019). Par exemple, en France, les consommateurs sont habitués à boire de l'eau minérale, et ils acceptent une eau contenant de 300 mg/L à 350 mg/L, tandis qu'en Californie, les consommateurs préfèrent une eau sans goût minéral avec environ 80 mg/L de MDT (Lin et coll., 2019). Van der Aa (2003) a noté que les consommateurs acceptent généralement l'eau dont le niveau de MDT est inférieur à 1 000 mg/L et que l'eau ayant un faible niveau de MDT peut sembler dénuée de goût. En règle générale, les consommateurs étaient capables de percevoir une différence de goût lorsque la concentration de MDT changeait d'environ 150 mg/L (Devesa et Dietrich, 2018).

Le sulfure (sous forme de sulfure d'hydrogène) est bien reconnaissable à son odeur d'œuf pourri. Son seuil olfactif est bas, de moins de 0,01 ppm à 0,3 ppm. La détermination d'un seuil olfactif comporte des incertitudes, car ce seuil varie selon la sensibilité individuelle (OMS, 2000; Greenberg et coll., 2013). Le seuil médian de détection de l'odeur du sulfure d'hydrogène se situe à 0,008 ppm d'après Amoore et Hautala (1983), selon une compilation de 25 rapports publiés au sujet du seuil olfactif.



D'après ces considérations relatives au goût et à l'odeur (qui varient selon la source d'eau, les conditions locales, l'accoutumance, le pH et la température de l'eau), des objectifs d'ordre esthétique sont établis pour les composés suivants :

- » chlorures : ≤ 250 mg/L
- » sulfates : ≤ 500 mg/L
- » MDT : ≤ 500 mg/L
- » sulfure (sous forme de sulfure d'hydrogène) à $\leq 0,05$ mg/L

Les objectifs d'ordre esthétique visent à réduire au minimum les plaintes liées à un goût, une odeur ou une incrustation excessive inacceptables, et à améliorer la confiance des consommateurs dans la qualité de l'eau potable. Les méthodes d'analyse disponibles permettent de mesurer facilement les concentrations de ces paramètres opérationnels, et il existe des technologies de traitement efficaces et disponibles à l'échelle municipale et résidentielle.

9.0 RÉFÉRENCES

- Allen, N.E., Key, T.J., Appleby, P.N., Travis, R.C., Roddam, A.W., Tjønneland, A., Johnsen, N.F., Overvad, K., Linseisen, J., Rohrmann, S., Boeing, H., Pischon, T., Bueno-De-Mesquita, H.B., Kiemeneij, L., Tagliabue, G., Palli, D., Vineis, P., Tumino, R., Trichopoulou, A., Kassapa, C., Trichopoulos, D., Ardanaz, E., Larrãaga, N., Tormo, M.J., González, C.A., Quirós, J.R., Sánchez, M.J., Bingham, S., Khaw, K.T., Manjer, J., Berglund, G., Stattin, P., Hallmans, G., Slimani, N., Ferrari, P., Rinaldi, S. et Riboli, E. (2008). Animal foods, protein, calcium and prostate cancer risk: The European prospective investigation into cancer and nutrition. *Br. J. Cancer*, 98(9): 1574–1581.
- Aloia, J.F., Dhaliwal, R., Shieh, A., Mikhail, M., Fazzari, M., Ragolia, L. et Abrams, S.A. (2014). Vitamin D supplementation increases calcium absorption without a threshold effect. *Am. J. Clin. Nutr.*, 99(3): 624–631.
- Amoore, J.E. et Hautala, E. (1983). Odor as an aid to chemical safety: Odor thresholds compared with threshold limit values and volatilities for 214 industrial chemicals in air and water dilution. *J. Appl. Toxicol.* 3(6): 272–290.
- Anastassopoulou, J. et Theophanides, T. (2002). Magnesium-DNA interactions and the possible relation of magnesium to carcinogenesis. Irradiation and free radicals. *Crit. Rev. Oncol. Hematol.*, 42(1): 79–91.
- Anderson, J.J., Kruszka, B., Delaney, J.A., He, K., Burke, G.L., Alonso, A., Bild, D.E., Budoff, M. et Michos, E.D. (2016). Calcium intake from diet and supplements and the risk of coronary artery calcification and its progression among older adults: 10-year follow-up of the multi-ethnic study of atherosclerosis (MESA). *J. Am. Heart Assoc.*, 5(10): e003815.
- APHA, AWWA et WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23rd Ed. (Version en ligne). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. Disponible à <https://www.standardmethods.org/>
- Arnaud, M. (2003). Mild dehydration: A risk factor of constipation? *Eur. J. Clin. Nutr.*, 57(2): S88–S95.
- Arnold, I.M., Dufresne, R.M., Alleyne, B.C. et Stuart, P.J. (1985). Health implication of occupational exposures to hydrogen sulfide. *J. Occup. Med.*, 27(5): 373–376.
- Asnes, R.S., Wisotsky, D.H., Migel, P.F., Seigle, R.L. et Levy, J. (1982). The dietary chloride deficiency syndrome occurring in a breast-fed infant. *J. Pediatr.*, 100(6): 923–924.
- ATSDR (2006). Toxicological profile for hydrogen sulfide. U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, ATSDR, Atlanta, Géorgie.
- ATSDR (2016). Toxicological profile for hydrogen sulphide and carbonyl sulphide. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Disponible à <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp114.pdf>
- Attene-Ramos, M.S., Nava, G.M., Muellner, M.G., Wagner, E.D., Plewa, M.J. et Gaskins, H.R. (2010). DNA damage and toxicogenomic analyses of hydrogen sulfide in human intestinal epithelial FHs 74 int cells. *Environ. Mol. Mutagen.*, 51(4): 304–314.
- Aune, D., Navarro Rosenblatt, D.A., Chan, D.S., Vieira, A.R., Vieira, R., Greenwood, D.C., Vatten, L.J. et Norat, T. (2015). Dairy products, calcium, and prostate cancer risk: A systematic review and meta-analysis of cohort studies. *Am. J. Clin. Nutr.*, 101(1): 87–117.
- AWWA (1981). Lime softening sludge treatment and disposal. Committee Report. *J. Am. Water Works Assoc.*, 73(11): 600–608.
- AWWA et ASCE (2005). Water treatment plant design. Fourth edition. American Water Works Association et American Society of Civil Engineers. Denver, Colorado.



- AWWA (2016). Water system operations (WSO) Treatment, grade III&IV. American Water Works Association (AWWA). Denver, Colorado.
- AWWA (2024). Managing drinking water aesthetics with water safety planning. *J. Am. Water Works Assoc.*, 116(3) : 6–17.
- Backer, L.C. (2000). Assessing the acute gastrointestinal effects of ingesting naturally occurring, high levels of sulfate in drinking water. *Crit. Rev. Clin. Lab. Sci.*, 37(4): 389–400.
- Bain, S.D., Jerome, C., Shen, V., Dupin-Roger, I. et Ammann, P. (2009). Strontium ranelate improves bone strength in ovariectomized rat by positively influencing bone resistance determinants. *Osteoporosis Int.*, 20(8): 1417–1428.
- Ballinger, D. et Lloyd, A. (1981). A method for the determination of sulphides in water, sewage, and effluents. *Water Pollut. Control*, 80(5): 648–654.
- Barbeau, B., Carrière, 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.
- Bartels, C., Lai, K. et Wilf, M. (2007). New generation of low fouling nanofiltration membranes. Proceedings of the 2007 EDS Conference, 2007, Halkidiki, Grèce. Hydraulics, Oceanside, Californie.
- Baskar, R., Li, L. et Moore, P.K. (2007). Hydrogen sulfide-induces DNA damage and changes in apoptotic gene expression in human lung fibroblast cells. *Faseb j.*, 21(1): 247–255.
- Bates, M.N., Garrett, N., Graham, B. et Read, D. (1997). Air pollution and mortality in the Rotorua geothermal area. *Aust. New Zealand J. Public Health*, 21(6): 581–586.
- Bates, M.N., Garrett, N., Graham, B. et Read, D. (1998). Cancer incidence, morbidity and geothermal air pollution in Rotorua, New Zealand. *Int. J. Epidemiol.*, 27(1): 10–14.
- Baylis, J.R. (1926). Factors other than dissolved oxygen influencing the corrosion of iron pipes. *Ind. Eng. Chem.*, 18(4): 370–380.
- Bean (1968). Quality goals for potable water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 60: 1317.
- Beauchamp, R.O., Jr, Bus, J.S., Popp, J.A., Boreiko, C.J. et Andjelkovich, D.A. (1984). A critical review of the literature on hydrogen sulfide toxicity. *Crit. Rev. Toxicol.*, 13(1): 25–97.
- Benefield, L.D. et Morgan, J.M. (1999). Chemical Precipitation Chapter 10 Dans : Water quality and treatment : a handbook of community water supplies, 5th edition. Letterman, R.D. (éd). American Water Works Association. Denver, Colorado.
- Bergman, R.A. (1995). Membrane softening versus lime softening in Florida: A cost comparison update. *Desalination*, 102: 11–24.
- Biesheuvel, P., Zhang, L., Gasquet, P., Blankert, B., Elimelech, M. et Van Der Meer, W. (2019). Ion selectivity in brackish water desalination by reverse osmosis: Theory, measurements, and implications. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 7(1): 42–47.
- Biyoune, M.G., Atbir, A., Bari, H., Hassnaoui, L., Mongach, E., Khadir, A., Boukbir, L., Bellajrou, R. et Elhadek, M. (2017). Remineralization of permeate water by calcite bed in the Daoura's plant (south of Morocco). *Eur. Phys. J. Spec. Top.*, 226: 931–941.
- Black, A. (1966). Split-treatment water softening at Dayton. *J. Am. Water Works Assoc.*, 58(1): 97–106.
- Blunden J. et Aneja V.P. (2008). Characterizing ammonia and hydrogen sulfide emissions from a swine waste treatment lagoon in North Carolina. *Atmos. Environ.*, 42(14): 3277–3290.

- Bonovas, S., Fiorino, G., Lytras, T., Malesci, A. et Danese, S. (2016). Calcium supplementation for the prevention of colorectal adenomas: A systematic review and meta-analysis of randomized controlled trials. *World J. Gastroenterol.*, 22(18): 4594–4603.
- Bowman, B.A. et Russell, R.M. (2006). *Nutrition*. 9th. Nutrition. ILSI Press, Washington D.C.
- British Columbia Ministry of Health. (2021). 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.
- Brown, E.M. (1991). Extracellular Ca^{2+} sensing, regulation of parathyroid cell function, and role of Ca^{2+} and other ions as extracellular (first) messengers. *Physiol. Rev.*, 71(2): 371–411.
- Burlingame, G.A., Dietrich, A.M. et Whelton, A.J. (2007). Understanding the basics of tap water taste. *J. Am. Water Works Assoc.*, 99(5): 100–111.
- Burton, A.C. et Comhill, J.F. (1977). Correlation of cancer death rates with altitude and with the quality of water supply of the 100 largest cities in the United States. *J. Toxicol. Environ. Health*, 3(3): 465–478.
- Cadena, F.C., Midkiff, W.S., et O'Connor, G.A. (1974). Calcium carbonate ion-pair as a limit to hardness removal. *J. Am. Water Works Assoc.*, 66(9): 524–526.
- Cadena, F. et Peters, R.W. (1988). Evaluation of chemical oxidizers for hydrogen sulfide control. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 60(7): 1259–1263.
- Campbell, A.K. (1990). Calcium as an intracellular regulator. *Proc. Nutr. Soc.*, 49(1): 51–56.
- Cao, X., Ding, L., Xie, Z.Z., Yang, Y., Whiteman, M., Moore, P.K. et Bian, J.S. (2019). A review of hydrogen sulfide synthesis, metabolism, and measurement: Is modulation of hydrogen sulfide a novel therapeutic for cancer? *Antioxid. Redox Signal.*, 31(1): 1–38.
- Carlson, K., Via, S., Bellamy, B. et Carlson, M. (2000). Secondary effects of enhanced coagulation and softening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 92(6): 63–75.
- Cass, J. (1953). Report on the physiological effects of some common inorganic salts in water on man and domestic animals. Cincinnati, Ohio: The Ohio River Valley Water Sanitation Commission.
- Castenmiller, J.J., Mensink, R.P., van der Heijden, L., Kouwenhoven, T., Hautvast, J.G., de Leeuw, P.W. et Schaafsma, G. (1985). The effect of dietary sodium on urinary calcium and potassium excretion in normotensive men with different calcium intakes. *Am. J. Clin. Nutr.*, 41(1): 52–60.
- Catling, L.A., Abubakar, I., Lake, I.R., Swift, L. et Hunter, P.R. (2008). A systematic review of analytical observational studies investigating the association between cardiovascular disease and drinking water hardness. *J. Water Health*, 6(4): 433–442.
- Chapra, S.C., Dove, A. et Warren, G.J. (2012). Long-term trends of great lakes major ion chemistry. *J. Great Lakes Res.*, 38(3): 550–560.
- Chellan, P. et Sadler, P.J. (2015). The elements of life and medicines. *Philos. Trans. A. Math. Phys. Eng. Sci.*, 373(2037): 20140182.
- Chen, P., Hu, P., Xie, D., Qin, Y., Wang, F. et Wang, H. (2010). Meta-analysis of vitamin D, calcium and the prevention of breast cancer. *Breast Cancer Res. Treat.*, 121(2): 469–477.
- Chen, Y., Strasser, S., Cao, Y., Wang, K.S. et Zheng, S. (2015). Calcium intake and hypertension among obese adults in United States: Associations and implications explored. *J. Hum. Hypertens.*, 29(9): 541–547
- Cherry, A.K. (1955). Split-treatment method of water softening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 47(4): 393–397.



Chien, L., Robertson, H. et Gerrard, J.W. (1968). Infantile gastroenteritis due to water with high sulfate content. *Can. Med. Assoc. J.*, 99(3): 102–104.

CIRC (2018). Agents classified by the IARC monographs, volumes 1–123. Disponible à <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/09/ClassificationsAlphaOrder.pdf>

Clifford, D.A. (1999). Ion exchange and inorganic adsorption. Chapter 9. Dans : *Water quality and treatment: a handbook of community water supplies*, 5th edition. Letterman, R.D. (éd). American Water Works Association. Denver, Colorado.

Coleman, R.L. (1976). Potential public health aspects of trace elements and drinking water quality. *Ann. Okla. Acad. Sci.*, 5: 57.

Commission géologique du Canada (2014). *Canada's groundwater resources*. Fitzhenry & Whiteside. Markham, Ontario. Disponible à <https://publications.gc.ca/site/eng/9.854795/publication.html>

Conlon, W.J., et McClellan, S.A. (1989). Membrane softening: A treatment process comes of age. *J. Am. Water Works Assoc.*, 81(11): 47–51.

Cormick, G., Ciapponi, A., Cafferata, M.L., Cormick, M.S. et Belizán, J.M. (2022). Calcium supplementation for prevention of primary hypertension. *Cochrane Database Syst. Rev.*, 1(1): CD010037.

Cornwell, D.A., MacPhee, M.J., Brown, R.A. et Via, S.H. (2003). Demonstrating *Cryptosporidium* removal using spore monitoring at lime-softening plants. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(5): 124–133.

Correa, J., Hahn, D. et Ellison, D. (2010). A variety of construction methods and pipeline materials help create a new sewer system. *Proceedings of the Pipelines 2010 Conference*, 2010, anonyme, pp. 13–22.

Cotruvo, J.A., Costello, R. et Weglicki, W.B. (2017). Magnesium, hard water, and health. *J. Am. Water Works Assoc.*, 109(11): 62–68.

Cowan, J.A. (2002). Structural and catalytic chemistry of magnesium-dependent enzymes. *Biometals*, 15(3): 225–235.

Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J. et Tchobanoglous, G. (2012). *MW's water treatment: Principles and design*. Third edition. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.

Davis, M.L. (2010). *Water and wastewater engineering: Design principles and practise*. McGraw-Hill, New York, New York.

Del Gobbo, L.C., Imamura, F., Wu, J.H.Y., de Oliveira Otto, Marcia C, Chiuve, S.E. et Mozaffarian, D. (2013). Circulating and dietary magnesium and risk of cardiovascular disease: A systematic review and meta-analysis of prospective studies. *Am. J. Clin. Nutr.*, 98(1): 160–173.

D'Elia, L., Galletti, F. et Strazzullo, P. (2014). Dietary salt intake and risk of gastric cancer. *Cancer Treat. Res.*, 159: 83–95.

Développement durable Manitoba (2021). Communication personnelle avec K. Philip, Section de la gestion de la qualité de l'eau.

Devesa, R. et Dietrich, A.M. (2018). Guidance for optimizing drinking water taste by adjusting mineralization as measured by total dissolved solids (TDS). *Desalination*, 439: 147–154.

Dietrich, A.M. et Burlingame, G.A. (2015). Critical review and rethinking of USEPA secondary standards for maintaining organoleptic quality of drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, 49(2): 708–720.

Dong, J., Xun, P., He, K. et Qin, L. (2011). Magnesium intake and risk of type 2 diabetes: Meta-analysis of prospective cohort studies. *Diabetes Care*, 34(9): 2116–2122.

- Droste, R.L. (1997). Theory and practice of water and wastewater treatment. First Edition. Wiley. Hoboken, New Jersey.
- Droste, R.L. (2019). Theory and practice of water and wastewater treatment. Second Edition. Wiley. Hoboken, New Jersey.
- du Cailar, G., Ribstein, J. et Mimran, A. (2002). Dietary sodium and target organ damage in essential hypertension. *Am. J. Hypertens.*, 15(3): 222–229.
- Dudi, A. et Edwards, M. (2004). Galvanic corrosion of lead bearing plumbing devices. Dans : Reconsidering lead corrosion in drinking water: Product testing, direct chloramine attack and galvanic corrosion. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginie. pp. 69–105 (mémoire de maîtrise d’A. Dudi).
- Duranceau, S.J. (2001). Membrane practices for water treatment. First edition. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Duranceau, S.J., Trupiano, V.M., Lowenstine, M., Whidden, S. et Hopp, J. (2010). You cannot hide from hydrogen sulfide: But there are alternatives for treatment. Proceedings of the American Water Works Association Annual Conference and Exposition, 2010, American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Duranceau, S.J. et Trupiano, V.M. (2011). Evaluation of oxidized media filtration for removing sulfides from groundwater. *Desalination Water Treat.*, 28(1–3): 366–377.
- Edwards, M. et Triantafyllidou, S. (2007). Chloride-to-sulfate mass ratio and lead leaching to water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 99(7): 96–109.
- Edwards, S., Alharthi, R. et Ghaly, A.E. (2011). Removal of hydrogen sulphide from water. *Am. J. Environ. Sci.*, 7(4): 295–305.
- EFSA (2015a). Scientific opinion on dietary reference values for magnesium. Groupe Scientifique sur la nutrition, les nouveaux aliments et les allergènes alimentaires (groupe NDA) de l’EFSA. 13(7): 4186. Disponible à <https://www.efsa.europa.eu/fr/efsajournal/pub/4186>
- EFSA (2015b). Scientific opinion on dietary reference values for calcium. Groupe Scientifique sur la nutrition, les nouveaux aliments et les allergènes alimentaires (groupe NDA) de l’EFSA. 13(5): 4101. Disponible à <https://www.efsa.europa.eu/fren/efsajournal/pub/4101>
- EFSA (2019). Dietary reference values for chloride. 27(9): 5779. Disponible à : <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5779>
- Environnement Canada et Santé Canada (2001). Liste des substances d’intérêt prioritaire – Rapport d’évaluation pour les sels de voirie (archivé). Loi canadienne sur la protection de l’environnement, 1999 : ISBN : 0-662-31018-7. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/loi-canadienne-protection-environnement-1999-liste-substances-interet-prioritaire-rapport-evaluation-sels-voirie.html>
- Environnement et Changement climatique Canada (2018). Les sels de voirie : foire aux questions. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/polluants/sels-voirie/foire-questions.html>
- Esteban, E., Rubin, C.H., McGeehin, M.A., Flanders, W.D., Baker, M.J. et Sinks, T.H. (1997). Evaluation of infant diarrhea associated with elevated levels of sulfate in drinking water: A case-control investigation in South Dakota. *Int. J. Occup. Environ. Health*, 3(3): 171–176.
- Evans, C.E., Chughtai, A.Y., Blumsohn, A., Giles, M. et Eastell, R. (1997). The effect of dietary sodium on calcium metabolism in premenopausal and postmenopausal women. *Eur. J. Clin. Nutr.*, 51(6): 394–399.



- Exley, C. (2013). Aluminum in biological systems. Dans : Encyclopedia of metalloproteins. Kretsinger, R.H., Uversky, V.N. and Permyakov, E.A. (Éds.). Springer New York, pp. 33–34.
- Expert Group on Vitamins and Minerals (2003). Safe upper levels for vitamins and minerals. Disponible à <https://cot.food.gov.uk/sites/default/files/vitmin2003.pdf>
- Fang, W., Shi, L. et Wang, R. (2014). Mixed polyamide-based composite nanofiltration hollow fiber membranes with improved low-pressure water softening capability. *J. Memb. Sci.*, 468: 52–61.
- Fujii, N., Yano, S. et Takeshita, K. (2016). Selective enhancing effect of metal ions on mutagenicity. *Genes Environ.*, 38(1): 21.
- Ganry, O., Boudet, J., Wargon, C., Hornych, A. et Meyer, P. (1993). Effect of sodium bicarbonate and sodium chloride on arterial blood pressure, plasma renin activity and urinary prostaglandins in healthy volunteers. *J. Hypertens. Suppl.*, 11(5): S202–3.
- Ghizellaoui, S., Chibani, A. et Ghizellaoui, S. (2005). Use of nanofiltration for partial softening of very hard water. *Desalination*, 179: 315–322.
- Gobalarajah, K., Subramaniam, P., Jayawardena, U.A., Rasiah, G., Rajendra, S. et Prabagar, J. (2020). Impact of water quality on chronic kidney disease of unknown etiology (CKDu) in Thunukkai Division in Mullaitivu District, Sri Lanka. *BMC Nephrol.*, 21(1).
- Gomez, G.G., Sandler, R.S. et Seal Jr, E. (1995). High levels of inorganic sulfate cause diarrhea in neonatal piglets. *J. Nutr.*, 125(9): 2325–2332.
- Goodwin, L.R., Francom, D., Urso, A. et Dieken, F.P. (1988). Determination of trace sulfides in turbid waters by gas dialysis/ion chromatography. *Analytical chemistry. Anal. Chem.*, 60(3): 216–219.
- Gorenflo, A., Velázquez-Padrón, D. et Frimmel, F.H. (2002). Nanofiltration of a German groundwater of high hardness and NOM content: Performance and costs. *Desalination*, 151: 253–265.
- Gosselin, R. (1984). Hydrogen sulfide. Dans : *Clinical toxicology of commercial products. Hydrogen sulfide*. 5th ed. Williams & Wilkins, Baltimore, Maryland, pp. 198–202.
- Greenberg, M.I., Curtis, J.A. et Yearrier D. (2013). The perception of odor is not a surrogate marker for chemical exposure: a review of factors influencing human odor perception. *Clin. Toxicol. (Phila.)*, 51(2): 70–76.
- Gross, S.J., David, R.J., Bauman, L. et Tomarelli, R.M. (1980). Nutritional composition of milk produced by mothers delivering preterm. *J. Pediatr.*, 96(4): 641–644.
- Guillemant, J., Le, H.T., Accarie, C., du Montcel, S.T., Delabroise, A.M., Arnaud, M.J. et Guillemant, S. (2000). Mineral water as a source of dietary calcium: Acute effects on parathyroid function and bone resorption in young men. *Am. J. Clin. Nutr.*, 71(4): 999–1002.
- Haahtela, T., Marttila, O., Vilkkä, V., Jäppinen, P. et Jaakkola, J.J. (1992). The South Karelia air pollution study: Acute health effects of malodorous sulfur air pollutants released by a pulp mill. *Am. J. Public Health*, 82(4): 603–605.
- Hach Co. (2015a). Hardness, calcium and magnesium: Calmagite colorimetric method 8030. 10th ed. Hach Company. Disponible à <https://www.hach.com/WAH#H>
- Hach Co. (2015b). Hardness, total: Titration method with EDTA method 8213. 8th ed. Hach Company. Disponible à <https://www.hach.com/WAH#H>
- Hach Co. (2019). Hardness, calcium: Titration method with EDTA method 8204. 9th ed. Hach Company. Disponible à <https://www.hach.com/WAH#H>
- Hach Co. (2021). Conductivity: USEPA direct measurement method 8160. 10th ed. Hach Company. Hach Company. Disponible à <https://www.hach.com/WAH#H>

- Hagley, S.R. et South, D.L. (1983). Fatal inhalation of liquid manure gas. *Med. J. Aust.*, 2(9): 459–460.
- Heizer, W.D., Sandler, R.S., Seal Jr., E., Murray, S.C., Busby, M.G., Schliebe, B.G. and Pusek, S.N. (1997). Intestinal effects of sulfate in drinking water on normal human subjects. *Dig. Dis. Sci.*, 42(5): 1055–1061.
- Hessel, P.A., Herbert, F.A., Melenka, L.S., Yoshida, K. et Nakaza, M. (1997). Lung health in relation to hydrogen sulfide exposure in oil and gas workers in Alberta, Canada. *Am. J. Ind. Med.*, 31(5): 554–557.
- Hidayat, K., Chen, G.C., Zhang, R., Du, X., Zou, S.Y., Shi, B.M. et Qin, L.Q. (2016). Calcium intake and breast cancer risk: Meta-analysis of prospective cohort studies. *Br. J. Nutr.*, 116(1): 158–166.
- Hill, F.B. (1973). Atmospheric sulfur and its links to the biota. *Brookhaven Symp. Biol.*, 1(30): 159.
- Hill, I.D. et Bowie, M.D. (1983). Chloride deficiency syndrome due to chloride-deficient breast milk. *Arch. Dis. Child.*, 58(3): 224–226.
- Hill, N.S. Jr. (1924). Recarbonization of softened water. Proceedings of the Chemical and Bacteriological Section, Detroit Convention, 25 mai 1923.
- Hofman, J., Kramer, O., van der Hoek, J.P., Nederlof, M. et Groenendijk, M. (2006). Twenty years of experience with central softening in Netherlands: Water quality, environmental benefits, and costs. Dans : Proceedings of the International Symposium on Health Aspects of Calcium and Magnesium in Drinking Water, Washington D.C., pp. 24–26.
- Hofmeyr, G.J., Lawrie, T.A., Atallah, Á. et Torloni, M.R. (2018). Calcium supplementation during pregnancy for preventing hypertensive disorders and related problems. *Cochrane Database Syst. Rev.*, 10(10): CD001059.
- Hoover, C.P. et Langelier, W.F. (1938). Practical application of the Langelier Method. *J. Am. Water Works Assoc.*, 30(11), 1802–1807.
- Hunt, S.C., Geleijnse, J.M., Wu, L.L., Witteman, J.C., Williams, R.R. et Grobbee, D.E. (1999). Enhanced blood pressure response to mild sodium reduction in subjects with the 235T variant of the angiotensinogen gene. *Am. J. Hypertens.*, 12(5): 460–466.
- Hussain, I., Shakeel, M., Faisal, M., Soomro, Z.A., Hussain, M. et Hussain, T. (2014). Distribution of total dissolved solids in drinking water by means of Bayesian kriging and Gaussian spatial predictive process. *Water Quality, Exposure and Health*, 6(4): 177–185.
- Ikehata, K., Komor, A.T., Li, Y., Qu, X., Kleinheiz, J., Lee, D.S., Trussell, C.B. et Hokanson, D.R. (2015). Removal of hydrogen sulfide from groundwater by granular activated carbon. 2015 CA-NV AWWA Annual Fall Conference, 26–29 Octobre, 2015, Las Vegas, Nevada.
- INRP (2023). Inventaire national des rejets de polluants [base de données disponible sur Internet]. 2013–2017. Données sur le H₂S pour plusieurs années de déclaration. Gatineau, Québec : Environnement Canada. Disponible à <https://pollution-dechets.canada.ca/inventaire-national-rejets>
- IOM (1997). Dietary reference intakes for calcium, phosphorus, magnesium, vitamin D, and fluoride (1997). The National Academies Press, Washington D.C. Disponible à <https://doi.org/10.17226/5776>
- IOM (2005). Dietary reference intakes for water, potassium, sodium, chloride, and sulfate (2005). The National Academies Press, Washington D.C. Disponible à <https://doi.org/10.17226/10925>
- IOM (2011). Dietary reference intakes for calcium and vitamin D. The National Academies Press, Washington D.C. Disponible à <https://nap.nationalacademies.org/read/13050/chapter/1>
- IPCS (2003). Hydrogen sulfide: human health aspects. Concise international chemical assessment Document 53. Publié sous le parrainage conjoint du Programme des Nations Unies pour l'environnement, l'Organisation internationale du Travail, l'Organisation mondiale de la Santé et produit dans le cadre de l'Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals, Organisation mondiale de la Santé, Genève, Suisse.





- Janssen, A.J.H., Meijer, S., Bontsema, J. et Lettinga, G. (1998). Application of the redox potential for controlling a sulfide oxidizing bioreactor. *Biotechnol. Bioeng.*, 60(2): 147–155.
- Janssen, A.J.H., Lens, P.N., Stams, A.J., Plugge, C.M., Sorokin, D.Y., Muyzer, G., Dijkman, H., Van Zessen, E., Luimes, P. et Buisman, C.J. (2009). Application of bacteria involved in the biological sulfur cycle for paper mill effluent purification. *Sci. Total Environ.* 407(4): 1333–1343.
- Jäppinen, P. et Tola, S. (1990). Cardiovascular mortality among pulp mill workers. *Br. J. Ind. Med.*, 47(4): 259–262.
- Jeziorski, A., Yan, N.D., Paterson, A.M., DeSellas, A.M., Turner, M.A., Jeffries, D.S., Keller, B., Weeber, R.C., McNicol, D.K., Palmer, M.E., McIver, K., Arseneau, K., Ginn, B.K., Cumming, B.F. et Smol, J.P. (2008). The widespread threat of calcium decline in fresh waters. *Science*. 322(5906), 1374–1377.
- Jiang, L., He, P., Chen, J., Liu, Y., Liu, D., Qin, G. et Tan, N. (2016). Magnesium levels in drinking water and coronary heart disease mortality risk: A meta-analysis. *Nutrients*, 8(1).
- Johnson, A.G., Nguyen, T.V. et Davis, D. (2001). Blood pressure is linked to salt intake and modulated by the angiotensinogen gene in normotensive and hypertensive elderly subjects. *J. Hypertens.*, 19(6): 1053–1060.
- Kahlowan, M.A., Ashraf, M., Hussain, M., Salam, H.A. et Bhatti, A.Z. (2006). Impact assessment of sewerage and industrial effluents on water resources, soil, crops and human health in Faisalabad. Pakistan Council of Research in Water Resources, Islamabad, Pakistan. Disponible à <https://pcrwr.gov.pk/wp-content/uploads/2020/Water-Management-Reports/Impact%20Assessment%20of%20Sewerage%20and%20Industrial%20Effluents%20on%20Water.pdf>
- Kahrilas, G.A., Blotvogel, J., Stewart, S.P. et Borch, T. (2015). Biocides in hydraulic fracturing fluids: A critical review of their usage, mobility degradation, and toxicity. *Environ. Sci. Technol.*, 49(1): 16–32.
- Kaleita, T.A. (1986). Neurologic/behavioral syndrome associated with ingestion of chloride-deficient infant formula. *Pediatrics*, 78(4): 714–715.
- Karagas, M.R., Wang, A., Dorman, D.C., Hall, A.L., Pi, J., Sergi, C.M., Symanski, E., Ward, E.M., Arrandale, V.H., Azuma, K., Brambila, E., Calaf, G.M., Fritz, J.M., Fukushima, S., Gaitens, J.M., Grimsrud, T.K., Guo, L., Lynge, E., Marinho-Reis, A.P., McDiarmid, M.A., Middleton, D.R.S., Ong, T.P., Polya, D.A., Quintanilla-Vega, B., Roberts, G.K., Santonen, T., Sauni, R., Silva, M.J., Wild, P., Zhang, C.W., Zhang, Q., Grosse, Y., Benbrahim-Tallaa, L., de Conti, A., DeBono, N.L., El Ghissassi, F., Madia, F., Reisfeld, B., Stayner, L.T., Suonio, E., Viegas, S., Wedekind, R., Ahmadi, S., Mattock, H., Gwinn, W.M. et Schubauer-Berigan, M.K. (2022). Carcinogenicity of cobalt, antimony compounds, and weapons-grade tungsten alloy. *Lancet Oncol.*, 23(5): 577–578.
- Kashfi, K. et Olson, K.R. (2013). Biology and therapeutic potential of hydrogen sulfide and hydrogen sulfide-releasing chimeras. *Biochem. Pharmacol.*, 85(5): 689–703.
- Kasprzak, K.S., Gabryel, P. et Jarczewska, K. (1983). Carcinogenicity of nickel(II)hydroxides and nickel(II)sulfate in Wistar rats and its relation to the in vitro dissolution rates. *Carcinogenesis*, 4(3): 275–279.
- Kass, L., Weekes, J. et Carpenter, L. (2012). Effect of magnesium supplementation on blood pressure: A meta-analysis. *Eur. J. Clin. Nutr.*, 66(4): 411–418.
- Kataoka, H. (2021). Chloride in heart failure syndrome: Its pathophysiologic role and therapeutic implication. *Cardiol. Ther.*, 10(2): 407–428.
- Kaushal, S.S., Likens, G.E., Pace, M.L., Utz, R.M., Haq, S., Gorman, J. et Grese, M. (2018). Freshwater salinization syndrome on a continental scale. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 115(4), E574–E583.
- Kaushal, S.S., Likens, G.E., Pace, M.L., Reimer, J.E., Maas, C.M., Galella, J.G., et Woglo, S.A. (2021). Freshwater salinization syndrome: from emerging global problem to managing risks. *Biogeochemistry*, 154 : 255–292.

- Kayraldiz, A., Kaya, F.F., Canimoğlu, S. et Rencüzoğullari, E. (2006). Mutagenicity of five food additives in Ames/*Salmonella*/microsome test. *Ann. Microbiol.*, 56(2): 129–133.
- Kesse, E., Bertrais, S., Astorg, P., Jaouen, A., Arnault, N., Galan, P. et Hercberg, S. (2006). Dairy products, calcium and phosphorus intake, and the risk of prostate cancer: Results of the French prospective **SU.VI.MAX** (supplémentation en vitamines et minéraux antioxydants) study. *Br. J. Nutr.*, 95(3): 539–545.
- Keum, N., Aune, D., Greenwood, D.C., Ju, W. et Giovannucci, E.L. (2014). Calcium intake and colorectal cancer risk: Dose-response meta-analysis of prospective observational studies. *Int. J. Cancer*, 135(8): 1940–1948.
- Khan, A.A., Schuler, M.M., Prior, M.G., Yong, S., Coppock, R.W., Florence, L.Z. et Lillie, L.E. (1990). Effects of hydrogen sulfide exposure on lung mitochondrial respiratory chain enzymes in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 103(3): 482–490.
- Khan, B., Nowson, C.A., Daly, R.M., English, D.R., Hodge, A.M., Giles, G.G. et Ebeling, P.R. (2015). Higher dietary calcium intakes are associated with reduced risks of fractures, cardiovascular events, and mortality: A prospective cohort study of older men and women. *J. Bone Miner. Res.*, 30(10): 1758–1766.
- Kilburn, K.H. (1993). Case report: Profound neurobehavioral deficits in an oil field worker overcome by hydrogen sulfide. *Am. J. Med. Sci.*, 306(5): 301–305.
- Kilburn, K.H. et Warshaw, R.H. (1995). Hydrogen sulfide and reduced-sulfur gases adversely affect neurophysiological functions. *Toxicol. Ind. Health*, 11(2): 185–197.
- Kim, K.H. (2006). Emissions of reduced sulphur compounds (RSC) as a landfill gas (LFG): a comparative study of young and old landfill facilities. *Atmos Environ.* 40:6567–6578.
- Kim, K.Y., Ko, H.J., Kim, H.T., Kim, Y.S., Young, M.R., Lee, C.M. et Kim, C.N. (2008). Quantification of ammonia and hydrogen sulphide emitted from pig buildings in Korea. *J. Environ. Manage.*, 88(2): 195–202.
- Kohl, P.M. et Medlar, S.J. (2006). Occurrence of manganese in drinking water and manganese control. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kotchen, T.A. et Kotchen, J.M. (1997). Dietary sodium and blood pressure: Interactions with other nutrients. *Am. J. Clin. Nutr.*, 65(2 Suppl): 708S–711S.
- Kozisek, F. (2020). Regulations for calcium, magnesium or hardness in drinking water in the European Union member states. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 112: 104589.
- Krishnan, K. et Carrier, R. (2013). The use of exposure source allocation factor in the risk assessment of drinking-water contaminants. *J. Toxicol. Environ. Health B Crit. Rev.*, 16(1): 39–51.
- Kruse, P. (2018). Review on water quality sensors. *J. Phys. D: Appl. Phys.* 51: 203002.
- Kurtz, T.W., Al-Bander, H.A. et Morris, R.C.J. (1987). “Salt-sensitive” essential hypertension in men. Is the sodium ion alone important? *N. Engl. J. Med.*, 317(17): 1043–1048.
- Lagutina L.E., Shtannikov, E.V. et Makarova, O.A. (1990). Health status and some indicators of function of excretory system in children in conditions of long term consumption of water with unsuitable mineral composition (en russe). *Pediatrics*, (9): 40–44.
- Larson, T.E. et Skold, R.V. (1958). Current research on corrosion and tuberculation of cast iron. *J. Am. Water Works Assoc.*, 50(11): 1429–1432.
- Lawler, D.S. et Kweon, J.H. (2003). Integrated water treatment: Softening and ultrafiltration. Awwa Research Foundation, Denver, Colorado.
- Lazur, A., VanDerwerker, T. et Koepenick, K. (2020). Review of implications of road salt use on groundwater quality—corrosivity and mobilization of heavy metals and radionuclides. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(9): 474. DOI :10.1007/s11270-020-04843-0.



- Leentvaar, J. et Rebhun, M. (1982). Effect of magnesium and calcium precipitation on coagulation-flocculation with lime. *Water Res.*, 16(5): 655–662.
- Legator, M.S., Singleton, C.R., Morris, D.L. et Philips, D.L. (2001). Health effects from chronic low-level exposure to hydrogen sulfide. *Arch. Environ. Health*, 56(2): 123–131.
- Leidi, M., Wolf, M. et Maier, J.A.M. (2011). Magnesium and cancer: More questions than answers. Dans : *Magnesium in the central nervous system* [en ligne]. Vink, R. et Nechifor, M. (Éds.). Adelaide, Australie : University of Adelaide Press. Disponible à <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK507261/>
- Lemley, A.T., Schwartz, J.J. et Wagenet, L.P. (1999). Hydrogen sulphide in household drinking water. Cornell University, Fact Sheet 7.
- LeRoy, P., Schock, M.R., Wagner, I. et Holtschulte, H. (1996). Cement-based materials. Dans : *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2nd ed. American Water Works Association Research Foundation et DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, Colorado. pp. 313–388.
- Lesimple, A., Ahmed, F.E. et Hilal, N. (2020). Remineralization of desalinated water: Methods and environmental impact. *Desalination*, 496: 114692.
- Levine, A.D., Raymer, B.J. et Jahn, J. (2004a). Hydrogen sulfide and turbidity control using catalysed oxidation coupled with filtration for groundwater treatment. *J. Water Supply Res. Technol.*, 53(5): 325–337.
- Levine, A.D., Raymer, B.J. et Jahn, J. (2004b). Evaluation of biological hydrogen sulfide oxidation coupled with two-stage upflow filtration for groundwater treatment. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 39(5): 1263–1279.
- Levine, A.D., Romero-Cotrino, C., Minnis, R.J., Perone, J. et Amitzoglou, P. (2006). Biologically enhanced anion exchange for removal of hydrogen sulfide from groundwater. WQTC conference. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Lewis, R.J. et Copley, G.B. (2015). Chronic low-level hydrogen sulfide exposure and potential effects on human health: A review of the epidemiological evidence. *Crit. Rev. Toxicol.*, 45(2): 93–123.
- Lietz, G., Avenell, A. et Robins, S.P. (1997). Short-term effects of dietary sodium intake on bone metabolism in postmenopausal women measured using urinary deoxypyridinoline excretion. *Br. J. Nutr.*, 78(1): 73–82.
- Lifton, R.P., Wilson, F.H., Choate, K.A. et Geller, D.S. (2002). Salt and blood pressure: New insight from human genetic studies. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.*, 67: 445–450.
- Lin, P., Ginty, F., Appel, L.J., Aickin, M., Bohannon, A., Garner, P., Barclay, D. et Svetkey, L.P. (2003). The DASH diet and sodium reduction improve markers of bone turnover and calcium metabolism in adults. *J. Nutr.*, 133(10): 3130655–3136.
- Lin, T.F., Watson, S., Dietrich, A.M. et Suffet, I. H. (2019). Taste and odour in source and drinking water: causes, controls, and consequences. IWA Publishing, Londres, Royaume-Uni. DOI : 10.2166/9781780406664.
- Liu, C., Kuang, X., Li, K., Guo, X., Deng, Q. et Li, D. (2020). Effects of combined calcium and vitamin D supplementation on osteoporosis in postmenopausal women: A systematic review and meta-analysis of randomized controlled trials. *Food Funct.*, 11(12): 10817–10827.
- Liu, Z., Haddad, M., Sauvé, S., et Barbeau, B. (2021). Alleviating the burden of ion exchange in brine water treatment: From operational strategies to brine management. *Water Res.*, (205) : 117728.
- Logsdon, G. S., Frey, M.M., Stefanich, M.D., Johnson, S.L., Feely, D.E., Rose, J.B. et Sobsey, M. (1994). The removal and disinfection efficiency of lime softening processes for *Giardia* and Viruses. Awwa Research Foundation et American Water Works Association, Denver, Colorado (Projet #90648).

- Logue, J.N., Ramaswamy, K. et Hersh, J.H. (2001). Investigation of illness associated with exposure to hydrogen sulfide among Pennsylvania school students. *J. Environ. Health*, 63(6): 9–13.
- Luft, F.C., Rankin, L.I., Bloch, R., Weyman, A.E., Willis, L.R., Murray, R.H., Grim, C.E. et Weinberger, M.H. (1979). Cardiovascular and humoral responses to extremes of sodium intake in normal black and white men. *Circulation*, 60(3): 697–706.
- Lutaï, G.F. (1992). Chemical composition of the drinking water and the health of the population (en russe). *Gig. Sanit.*, 1(1): 13–15.
- Lyn, T.L et Taylor, J.S. (1992). Assessing sulfur turbidity formation following chlorination of hydrogen sulfide in groundwater. *J. Am. Water Works Assoc.*, 84(9): 103–112.
- MacGregor, G.A., Markandu, N.D., Sagnella, G.A., Singer, D.R. et Cappuccio, F.P. (1989). Double-blind study of three sodium intakes and long-term effects of sodium restriction in essential hypertension. *Lancet*, 2(8674): 1244–1247.
- Marriott, R.A., Payman, P., Marrugo-Hernandez, J.J. et Raval, S. (2016). Hydrogen sulfide formation in oil and gas. *Can. J. Chem.*, 94(4): 406–413.
- Mascioli, S., Grimm, R., Jr, Launer, C., Svendsen, K., Flack, J., Gonzalez, N., Elmer, P. et Neaton, J. (1991). Sodium chloride raises blood pressure in normotensive subjects. The study of sodium and blood pressure. *Hypertension*, 17(1 Suppl): I21–I26.
- McCallum, L., Jeemon, P., Hastie, C.E., Patel, R.K., Williamson, C., Redzuan, A.M., Dawson, J., Sloan, W., Muir, S., Morrison, D., McInnes, G.T., Freel, E.M., Walters, M., Dominicczak, A.F., Sattar, N. et Padmanabhan, S. (2013). Serum chloride is an independent predictor of mortality in hypertensive patients. *Hypertension*, 62(5): 836–843.
- McCallum, L., Lip, S. et Padmanabhan, S. (2015). The hidden hand of chloride in hypertension. *Pflugers Arch.*, 467(3): 595–603.
- McGowan, W. (2000). *Water processing: Residential, commercial, light-industrial*. 3rd ed. Water Quality Association.
- McNally, N.J., Williams, H.C., Phillips, D.R., Smallman-Raynor, M., Lewis, S., Venn, A. et Britton, J. (1998). Atopic eczema and domestic water hardness. *Lancet*, 352(9127): 527–531.
- McParland, B.E., Goulding, A. et Campbell, A.J. (1989). Dietary salt affects biochemical markers of resorption and formation of bone in elderly women. *BMJ*, 299(6703): 834–835.
- Megonnell, N.E. et Spotts S.D. (1994). Can “sulfur water” be cured with carbon? It may help oxidize one odor-causing gas. *Water technol.*, 19(3): 128–32.
- Melles, Z. et Kiss, S.A. (1992). Influence of the magnesium content of drinking water and of magnesium therapy on the occurrence of preeclampsia. *Magnes. Res.*, 5(4): 277–279.
- MEO (2007). Ontario air standard for total reduced sulphur. Direction de l’élaboration des normes, ministère de l’Environnement de l’Ontario.
- Mercer, K.L., Lin, Y.-P. et Singer, P.C. (2005). Enhancing calcium carbonate precipitation by heterogeneous nucleation during chemical softening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(12): 116–125.
- Meride, Y. et Ayenew, B. (2016). Drinking water quality assessment and its effects on residents health in Wondo Genet campus, Ethiopia. *Environmental Systems Research*, 5(1): 1–7.
- Meunier, P.J., Jenvrin, C., Munoz, F., de la Gueronnière, V., Garnero, P. et Menz, M. (2005). Consumption of a high calcium mineral water lowers biochemical indices of bone remodeling in postmenopausal women with low calcium intake. *Osteoporos. Int.*, 16(10): 1203–1209.



- Mickleborough, T.D., Gotshall, R.W., Kluka, E.M., Miller, C.W. et Cordain, L. (2001). Dietary chloride as a possible determinant of the severity of exercise-induced asthma. *Eur. J. Appl. Physiol.*, 85(5): 450–456.
- Milby, T.H. (1962). Hydrogen sulfide intoxication. Review of the literature and report of unusual accident resulting in two cases of nonfatal poisoning. *J. Occup. Med.*, 4: 431–437.
- Milby, T.H. et Baselt, R.C. (1999a). Hydrogen sulfide poisoning: Clarification of some controversial issues. *Am. J. Ind. Med.*, 35(2): 192–195.
- Milby, T.H. et Baselt, R.C. (1999b). Health hazards of hydrogen sulfide: Current status and future directions. *Environ. Epidemiol. Toxicol.*, 1: 262–269.
- Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick (2021). Communication personnelle avec K. Gould.
- Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse (2021). Communication personnelle avec A. Polegato.
- Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario (2021). Communication personnelle avec S. Deshpande.
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2021). Communication personnelle avec P. Cantin.
- Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador (2021). Communication personnelle avec H. Khan.
- Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard (2021). Communication personnelle avec G. Somers.
- Ministère des Pêches et de l'Environnement (1978a). Planche 28. Qualité des eaux de surface. Atlas hydrologique du Canada. Disponible à https://ftp.maps.canada.ca/pub/nrcan_rncan/raster/atlas/eng/hydro_1978/water_quality/28_Water_Quality_Surface_Waters_1978_150.jpg
- Ministère des Pêches et de l'Environnement (1978b). Planche 30. Hydrogéologie des dépôts meubles. Atlas hydrologique du Canada. Disponible à https://ftp.maps.canada.ca/pub/nrcan_rncan/raster/atlas/eng/hydro_1978/hydrogeology/30_Surficial_Hydrogeology_1978_150.jpg
- Ministère des Pêches et de l'Environnement (1978c). Planche 31. Hydrogéologie de la roche de fond. Atlas hydrologique du Canada. Disponible à https://ftp.maps.canada.ca/pub/nrcan_rncan/raster/atlas/eng/hydro_1978/hydrogeology/31_Bedrock_Hydrogeology_1978_150.jpg
- Missouri Department of Natural Resources (2024). Chloride factsheet. Disponible à <https://dnr.mo.gov/water/how-water/pollutants-sources/chloride>
- Miyahara, J., Aramaki, S. et Yokochi, K. (2009). Dietary chloride deficiency due to new liquid nutritional products. *Pediatr. Int.*, 51(2): 197–200.
- Miyake, Y., Yokoyama, T., Yura, A., Iki, M. et Shimizu, T. (2004). Ecological association of water hardness with prevalence of childhood atopic dermatitis in a Japanese urban area. *Environ. Res.*, 94(1): 33–37.
- Montgomery, J.M. (1985). *Water treatment: Principles and design*. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Moore, E. (1952). Physiological effects of the consumption of saline drinking water. A progress report to the 16th meeting of the subcommittee on sanitary engineering and environment. Appendix B. Anonymous Washington D.C.: National Academy of Sciences. pp. 221–227.
- Moore-Schiltz, L., Albert, J.M., Singer, M.E., Swain, J. et Nock, N.L. (2015). Dietary intake of calcium and magnesium and the metabolic syndrome in the national health and nutrition examination (NHANES) 2001–2010 data. *Br. J. Nutr.*, 114(6): 924–935.

- Morimoto, A., Uzu, T., Fujii, T., Nishimura, M., Kuroda, S., Nakamura, S., Inenaga, T. et Kimura, G. (1997). Sodium sensitivity and cardiovascular events in patients with essential hypertension. *Lancet*, 350(9093): 1734–1737.
- Morris, R.C.J., Sebastian, A., Forman, A., Tanaka, M. et Schmidlin, O. (1999). Normotensive salt sensitivity: Effects of race and dietary potassium. *Hypertension*, 33(1): 18–23.
- Mudryi, I.V. (1999). Effects of the mineral composition of drinking water on the population's health (review) (en russe). *Gig. Sanit.*, 1: 13–15.
- Muezzinoglu A. (2003). A study of volatile organic sulfur emissions causing urban odors. *Chemosphere*, 51(4): 245–252.
- Mulford, L.A., Taylor, J.S., Nickerson, D.M. et Chen, S.-S. (1999). NF performance at full and pilot scale. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(6): 64–76.
- Munter, R., Kallas, J., Trapido, M., Veressinina, Y. et Veil, H. (1999). Estonian ground water: Quality problems and technology for improvement. *Kem.-Kemi*, 26(7): 552–556.
- Munter, R. et Vilu, H. (2008). Drinking water production from well water with high sulfur and sulfur bacteria content. *J. Environ. Eng.*, 134(5): 376–381.
- Muzalevskaya, L.S., Lobkovskiy A.G. et Kukarina, N.I. (1993). Prevalence of cholelithiasis and urolithiasis, osteoporosis and salt arthropathy in relation to water hardness (en russe). *Gig. Sanit.*, 58(12): 17–20.
- Narotsky, M.G., Pressman, J.G., Miltner, R.J., Speth, T.F., Teuschler, L.K., Rice, G.E., Richardson, S.D., Best, D.S., McDonald, A., Hunter III, E.S. et Simmons, J.E. (2012). Developmental toxicity evaluations of whole mixtures of disinfection by-products using concentrated drinking water in rats: Gestational and lactational effects of sulfate and sodium. *Birth Defects Res. Part B Dev. Reprod. Toxicol.*, 95(3): 202–212.
- Nasr, A.B., Charcosset, C., Amar, R.B. et Walha, K. (2013). Defluoridation of water by nanofiltration. *J. Fluor. Chem.*, 150: 92–97.
- National Drinking Water Clearinghouse (1998). Iron and manganese removal. Tech Brief 9 – A National Drinking Water Clearinghouse Fact Sheet. Disponible à <https://actat.wvu.edu/files/d/a0d141dd-f559-412b-91df-bd1d14c52545/iron-mn-removal.pdf>
- NHMRC, NRMCC (2011). Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia. Disponible à <https://www.nhmrc.gov.au/about-us/publications/australian-drinking-water-guidelines>
- Nie, Z., Wang, Z., Zhou, B., Tang, Z. et Wang, S. (2013). Magnesium intake and incidence of stroke: Meta-analysis of cohort studies. *Nutr. Metab. Cardiovasc. Dis.*, 23(3): 169–176.
- NSF/ANSI (2023a). NSF International/American National Standards Institute Standard 62: Drinking water distillation systems. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- NSF/ANSI (2023b). NSF International/American National Standards Institute Standard 42: Drinking water treatment units-Aesthetic effects. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- NSF/ANSI (2023c). NSF International/American National Standards Institute Standard 58: Reverse osmosis drinking water treatment systems. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- NSF/ANSI (2024). NSF International/American National Standards Institute Standard 44: Residential cation exchange water softeners. NSF International, Ann Arbor, Michigan.
- NSF/CAN (2024). Norme NSF International/Norme nationale du Canada Norme 60 : Produits chimiques de traitement de l'eau potable – Effets sur la santé. NSF International, Ann Arbor, Michigan.



- Odell, L.H. (2010). Treatment technologies for groundwater. American Water Works Association, Denver, Colorado.
- OMS (1981). Hydrogen sulfide. (Environmental Health Criteria, No. 19), Genève, Suisse.
- OMS (1987). Air quality guidelines for Europe. Copenhague, Danemark : Bureau régional de l'Europe de l'OMS. Disponible à <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107364>
- OMS (2000). Chapter 6.6: Hydrogen sulfide. Dans : Air quality guidelines: Part II. Evaluation of human health risks. Bureau régional de l'Europe de l'OMS, Organisation mondiale de la Santé, Copenhague, Danemark.
- OMS (2003). Hydrogen sulfide in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/SDE/WSH/03.04/07, Genève, Suisse. Disponible à https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/wash-chemicals/hydrogensulfide-bd.pdf?sfvrsn=2f03ad98_4
- OMS (2009). Calcium and magnesium in drinking water: Public health significance. Genève, Suisse. Disponible à https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43836/9789241563550_eng.pdf
- OMS (2011). Hardness in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. WHO/HSE/WSH/10.01/10, Genève, Suisse. Disponible à <https://apps.who.int/iris/handle/10665/70168>
- OMS (2017). Directives de qualité pour l'eau de boisson: Quatrième édition intégrant le premier additif. Disponible à <https://www.who.int/fr/publications/i/item/9789241549950>
- Ortenberg, E., Groisman, L. et Rav-Acha, C. (2000). Taste and odour removal from an urban groundwater establishment- A case study. *Water Sci. Technol.*, 42(1-2): 123-128.
- Pandey, S.K., Kim, K.-H. et Tang, K.-T. (2012). A review of sensor-based methods for monitoring hydrogen sulfide. *Trends Analyt. Chem.*, 32: 87-99.
- Parsons, F.M., Edwards, G.F., Anderson, C.K., Ahmad, S., Clark, P.B., Hetherington, C. et Young, G.A. (1974). Regression of malignant tumours in magnesium and potassium depletion induced by diet and haemodialysis. *Lancet*, 1(7851): 243-244.
- Prud'Homme, M. (1986) Salt. Dans : *Annuaire des minéraux du Canada, 1985 : Aperçu et perspectives, rapport sur les minéraux*, 34. Énergie, Mines et Ressources Canada. Ottawa, Ontario.
- Pushpalatha, N., Sreeja, V., Karthik, R. et Saravanan, G. (2022). Total Dissolved Solids and Their Removal Techniques. *Int. J. Environ.Sustain.Prot.Vol.*, 2 (2) : 13--20. DOI:10.35745/ijesp2022v02.02.0002
- Peacock, M. (2010). Calcium metabolism in health and disease. *Clin. J. Am. Soc. Nephrol.*, 5 Suppl 1: S23-30.
- Perkin, M.R., Craven, J., Logan, K., Strachan, D., Marrs, T., Radulovic, S., Campbell, L.E., MacCallum, S.F., McLean, W.H., Lack, G., Flohr, C. et Enquiring About Tolerance Study Team (2016). Association between domestic water hardness, chlorine, and atopic dermatitis risk in early life: A population-based cross-sectional study. *J. Allergy Clin. Immunol.*, 138(2): 509-516.
- Peterson, N. (1951). Sulfates in drinking water. *Official Bulletin: North Dakota Water and Sewage Works Conference (ed.)*. pp. 6-11.
- Pieper, K.J., Tang, M., Jones, C.N., Weiss, S., Greene, A., Mohsin, H., Parks, J. et Edwards, M.A. (2018). Impact of road salt on drinking water quality and infrastructure corrosion in private wells. *Environ. Sci. Technol.*, 52(24) : 14078-14087.
- Pouliquen, F., Blanc, C. et Arretz, E. (1989). Hydrogen sulfide. Dans : Elvers, B., Hawkins, S., Ravenscroft, M. et Schultz, G., eds. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Deerfield Beach, Floride. VCH Publishers. A13:467-485.

- Poursafa, P., Kelishadi, R., Amin, M.M., Hashemi, M. et Amin, M. (2014). First report on the association of drinking water hardness and endothelial function in children and adolescents. *Arch. Med. Sci.*, 10(4): 746–751.
- Prud'Homme, M. (1985). Salt. Dans : *Annuaire des minéraux du Canada, 1985 : Aperçu et perspectives, rapport sur les minéraux*, 34. Énergie, Mines et Ressources Canada. Ottawa, Ontario.
- Pushpalatha, N., Sreeja, V., Karthik, R. et Saravanan, G. (2022). Total dissolved solids and their removal techniques. *Int. J. Environ. Sustain. Prot.*, 2(2): 13–20. DOI:10.35745/ijesp2022v02.02.0002
- Radlinski, M. et Wolf, J. (2016). Condition assessment and service life analysis of an asbestos-cement sewer pipe. *Proceedings of the Pipelines 2016 Conference, 2016, Kansas City, Missouri. American Society of Civil Engineers (ASCE)*, pp. 321–333.
- Rahman, M.A., Islam, M.R., Kumar, S. et Al-Reza, S.M. (2021). Drinking water quality, exposure and health risk assessment for the school-going children at school time in the southwest coastal of Bangladesh. *J. Water Sanit. Hyg. Develop.*, 11(4): 612–628.
- Randtke, S.J., Thiel, C.E., Liao, M.Y. et Yamaya, C.N. (1982). Removing soluble organic contaminants by lime-softening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 74(4): 192–202.
- Rapant, S., Cveková, V., Fajíková, K., Hajdúk, I., Hiller, E. et Stehlíková, B. (2019). Hard water, more elastic arteries: A case study from Krupina District, Slovakia. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16(9): 1521.
- Reiffenstein, R.J., Hulbert, W.C. et Roth, S.H. (1992). Toxicology of hydrogen sulfide. *Annu. Rev. Pharmacol. Toxicol.*, 32: 109–134.
- Renner, R. (2006). Lead in water linked to coagulant. *Environ. Sci. Technol.*, 40(17): 5164–5165.
- Ribeiro, D.A., Marques, M.E.A. et Salvadori, D.M.F. (2004). Lack of genotoxicity of formocresol, paramonochlorophenol, and calcium hydroxide on mammalian cells by comet assay. *J. Endod.*, 30(8): 593–596.
- Richardson, D.B. (1995). Respiratory effects of chronic hydrogen sulfide exposure. *Am. J. Ind. Med.*, 28(1): 99–108.
- Robinson, H.K., Hasenmueller, E.A. et Chambers, L.G. (2017). Soil as a reservoir for road salt retention leading to its gradual release to groundwater. *Appl. Geochem.*, 83: 72–85.
- Rodríguez-Morán, M., Simental Mendía, L.E., Zambrano Galván, G. et Guerrero-Romero, F. (2011). The role of magnesium in type 2 diabetes: A brief based-clinical review. *Magnes. Res.*, 24(4): 156–162.
- Rodriguez-Soriano, J., Vallo, A., Castillo, G., Oliveros, R., Cea, J.M. et Balzategui, M.J. (1983). Biochemical features of dietary chloride deficiency syndrome: A comparative study of 30 cases. *J. Pediatr.*, 103(2): 209–214.
- Romani, A.M.P. (2013). Magnesium in health and disease. Dans : *Interrelations between essential metal ions and human diseases*. Sigel, A., Sigel, H. et Sigel, R.K.O., Éd. Springer, Allemagne, pp. 49–79.
- Rosborg, I. et Kozisek, F. (2020). *Drinking water minerals and mineral balance: Importance, health significance, safety precautions*. 2nd ed. Springer, Cham, Suisse.
- Rossum, J. (1955). Split-treatment softening of water. *Ind. Eng. Chem.*, 47(11): 2313–2317.
- RTW, Inc. (2008). Tetra Tech (RTW) model for water chemistry, process and corrosion control. Rothberg, Tamburini and Winsor, Inc. (Tetra Tech RTW). AWWA, Denver, Colorado.
- Rude, R.K., Singer, F.R. et Gruber, H.E. (2009). Skeletal and hormonal effects of magnesium deficiency. *J. Am. Coll. Nutr.*, 28(2): 131–141.
- Rylova, N.V. (2005). Influence of mineral composition of drinking water on health status of children (en russe). *Gig. Sanit.*, 70(1): 45–46.
- Sacks, F.M., Svetkey, L.P., Vollmer, W.M., Appel, L.J., Bray, G.A., Harsha, D., Obarzanek, E., Conlin, P.R., Miller, E.R. 3rd, Simons-Morton, D.G., Karanja, N., Lin, P.H. et DASH-Sodium Collaborative Research Group (2001).



Effects on blood pressure of reduced dietary sodium and the dietary approaches to stop hypertension (DASH) diet. DASH-sodium collaborative research group. *N. Engl. J. Med.*, 344(1): 3–10.

Sakhaee, K., Harvey, J.A., Padalino, P.K., Whitson, P. et Pak, C.Y. (1993). The potential role of salt abuse on the risk for kidney stone formation. *J. Urol.*, 150(2 Pt 1): 310–312.

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

Sanders, T., Liu, Y.M. et Tchounwou, P.B. (2015). Cytotoxic, genotoxic, and neurotoxic effects of Mg, Pb, and Fe on pheochromocytoma (PC-12) cells. *Environ. Toxicol.*, 30(12): 1445–1458.

Santé Canada (2008). Document de conseils sur le potassium provenant des adoucisseurs d'eau. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/document-conseils-potassium-provenant-adoucisseurs-eau.html>

Santé Canada (2019). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le manganèse. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-manganese.html>

Santé Canada (2021). 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 (2022a). Conseils sur la surveillance de la stabilité biologique de l'eau potable dans les réseaux de distribution. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/conseils-surveillance-stabilite-biologique-eau-potable-reseaux-distribution.html>

Santé Canada (2022b). Communication personnelle d'Anca-Maria Tugulea, Bureau de la science et de la recherche en santé environnementale.

Santé Canada (2024a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/qualite-eau/recommandations-qualite-eau-potable-canada-tableau-sommaire.html>

Santé Canada (2024b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le fer. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario.

Santé Canada (2025). Document de conseils sur l'échantillonnage et les mesures d'intervention pour le contrôle de la corrosion du plomb. Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/document-conseils-control-corrosion-reseaux-distribution-eau-potable.html>

Saskatchewan Water Security Agency (2021). Communication personnelle avec S. Hase.

Saunders, S. et Urbans, M.J. (1995). Count on catalytic carbons for hydrogen sulfide. They can help you handle its offensive odors. *Water Technol.* 18(6): 41–44.

Saunders, S. et Lee, M. (1996). The bottom line on sulfide removal. Catalytic carbon can provide cost-effective removal. *Water Technol.* 19(7): 24–26.

Schock, M.R. (1999). Internal corrosion and deposition control. Chapitre 17 dans : *Water quality and treatment : a handbook of community water supplies*, 5th edition. Letterman, R.D. (éd). American Water Works Association. Denver, Colorado.

Schock, M.R. et Lytle, D.A. (2011). Chapter 20: Internal corrosion and deposition control. Dans : Edzwald, J.K., éd., *Water quality and treatment: A handbook on drinking water*. Sixth edition. McGraw-Hill, New York, New York.

Schofield, R. et Hsieh, D. (1983). Criteria and recommendations for standards for sulfate in military field supplies. Lawrence Livermore National Laboratory, Contract no. UCRL-53481-4, Livermore, Californie.

Schroeder, H.A. (1960). Relation between mortality from cardiovascular disease and treated water supplies: Variations in states and 163 largest municipalities of the United States. *J. Am. Med. Assoc.*, 172(17): 1902–1908.

Schroeder, H.A. (1966). Municipal drinking water and cardiovascular death rates. *J. Am. Med. Assoc.*, 195(2): 81–85.

Shah, S.C., Zhu, X., Dai, Q., Peek, R.M. et Shrubsole, M.J. (2021). Magnesium intake is associated with a reduced risk of incident liver cancer, based on an analysis of the NIH-American Association of Retired Persons (NIH-AARP) diet and health study prospective cohort. *J. Clin. Nutr.*, 113(3): 630–638.

Shore, A.C., Markandu, N.D. et MacGregor, G.A. (1988). A randomized crossover study to compare the blood pressure response to sodium loading with and without chloride in patients with essential hypertension. *J. Hypertens.*, 6(8): 613–617.

Shtannikov, E.V. et Obyedkova, G.Y. (1984). Effect of level of drinking water mineralization on female reproductive functions (en russe). *Gig. Sanit.*, 49(9): 20–23.

Shtannikov E.V., Lagutina, L.E. et Maneshina, O.A. (1986). Effect of drinking water of high total dissolved solids on urinary tract in children (en russe). *Gig. Sanit.*, 51(10): 90–92.

Shuey, B.S. (1966). Economics of split-treatment water softening. *J. Am. Water Works Assoc.*, 58(1): 107–112.

Silk, L.N., Greene, D.A. et Baker, M.K. (2015). The effect of calcium or calcium and vitamin D supplementation on bone mineral density in healthy males: A systematic review and meta-analysis. *Int. J. Sport Nutr. Exerc. Metab.*, 25(5): 510–524.

Silva, C.S., Moutinho, C., Ferreira da Vinha, A. et Matos, C. (2019). Trace minerals in human health: Iron, zinc, copper, manganese and fluorine. *International Journal of Science and Research Methodology*, 13(3): 57–80.

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.

Snyder, J.W., Safir, E.F., Summerville, G.P. et Middleberg, R.A. (1995). Occupational fatality and persistent neurological sequelae after mass exposure to hydrogen sulfide. *Am. J. Emerg. Med.*, 13(2): 199–203.

Song, X., Li, Z., Ji, X. et Zhang, D. (2017). Calcium intake and the risk of ovarian cancer: A meta-analysis. *Nutrients*, 9(7): 679.

Stefan, D.S., Meghea, I. et Stefan, D.M. (2018). Comparative study on the removal of hydrogen sulfide and ammonia from natural water using oxygen, air and chlorine. *Proceedings of the 18th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM, July 2018*, 18: pp. 227–234.



- Stets., E.G., Lee, C.J., Lytle, D.A. et Schock, M.R. (2018) Increasing chloride in rivers of the conterminous U.S. and linkages to potential corrosivity and lead action level exceedances in drinking water. *Sci. Total Environ.*, 613(2018): 1498–1509.
- Tai, V., Leung, W., Grey, A., Reid, I.R. et Bolland, M.J. (2015). Calcium intake and bone mineral density: Systematic review and meta-analysis. *BMJ*, 351: h4183.
- Tang, C., Merks, C.W.A.M. et Albrechtsen, H.-J. (2019). Water softeners add comfort and consume water – comparison of selected centralised and decentralised softening technologies. *Water Supply*, 19(7): 2088–2097.
- Tang, C., Godskesen, B., Aktor, H., van Rijn, M., Kristensen, J.B., Rosshaug, P.S., Albrechtsen, H.-J. et Rygaard, M. (2021). Procedure for calculating the calcium carbonate precipitation potential (CCPP) in drinking water supply: Importance of temperature, ionic species and open/closed system. *Water*, 13(42): 42.
- Tekerlekopoulou, A.G., Papazafiris, P.G.D. et Vayenas, D.V. (2010). A full-scale trickling filter for the simultaneous removal of ammonium, iron and manganese from potable water. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, 85(7): 1023–1026.
- Teschke, K., Ahrens, W., Andersen, A., Boffetta, P., Fincham, S., Finkelstein, M., Henneberger, P., Kauppinen, T., Kogevinas, M., Korhonen, K., Liss, G., Liukkonen, T., Osvoll, P., Savela, A., Szadkowska-Stanczyk, I., Westberg, H. et Widerkiewicz, K. (1999). Occupational exposure to chemical and biological agents in the nonproduction departments of pulp, paper, and paper product mills: An international study. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 60(1): 73–83.
- Thomas, J.F.J. (1953). Industrial water resources of Canada: Scope, procedure, and interpretation of survey studies. Ministère des Mines et des Relevés Techniques, Ottawa, Ontario.
- Thompson, M.A., Kelkar, U.G. et Vickers, J.C. (1995). The treatment of groundwater containing hydrogen sulfide using microfiltration. *Desalination*, 102(1–3): 287–291.
- Tuck, M., Corry, D. et Trujillo, A. (1990). Salt-sensitive blood pressure and exaggerated vascular reactivity in the hypertension of diabetes mellitus. *Am. J. Med.*, 88(3): 210–216.
- Tucker, K.L., Hannan, M.T., Chen, H., Cupples, L.A., Wilson, P.W. et Kiel, D.P. (1999). Potassium, magnesium, and fruit and vegetable intakes are associated with greater bone mineral density in elderly men and women. *Am. J. Clin. Nutr.*, 69(4): 727–736.
- Tvedt, B., Skyberg, K., Aaserud, O., Hobbesland, A. et Mathiesen, T. (1991a). Brain damage caused by hydrogen sulfide: A follow-up study of six patients. *Am. J. Ind. Med.*, 20(1): 91–101.
- Tvedt, B., Edland, A., Skyberg, K. et Forberg, O. (1991b). Delayed neuropsychiatric sequelae after acute hydrogen sulfide poisoning: Affection of motor function, memory, vision and hearing. *Acta Neurol. Scand.*, 84(4): 348–351.
- UE (2020). Directive (UE) 2020/2184 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2020 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (refonte) (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *Journal officiel de l'Union européenne*, L435/1. Disponible à <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2020/2184/oj?locale=fr#d1e32-54-1>
- U.S. EPA (1971a). EPA-NERL: 130.2: Hardness, total (mg/L as CaCO₃) (titrimetric, ethylenediamine tetraacetate). Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- U.S. EPA (1971b). EPA-NERL: 375.1: Sulfate (colorimetric, automated, chloranilate). Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- U.S. EPA (1978a). EPA-NERL: 215.1: Calcium (atomic absorption, direct aspiration). Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1978b). EPA-NERL: 242.1: Magnesium (atomic absorption, direct aspiration). Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1978c). EPA-NERL: 215.2: Calcium (titrimetric, ethylenediamine tetraacetate). Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1978d). EPA-NERL: 375.4: Sulfate (turbidimetric). Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1988). National Secondary Drinking Water Regulations. CFR 40 Part 143, 53 FR 37412, Sept. 26, 1988. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C.

U.S. EPA (1993a). Health assessment document for hydrogen sulfide. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. (Document ID: EPA/600/8-86/026F).

U.S. EPA (1993b). EPA-NERL: 375.2: Determination of sulfate by automated colorimetry. Revision 2.0. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1994). EPA-NERL: 200.7: Determination of metals and trace elements in water and wastes by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Revision 4.4. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.

U.S. EPA (1999a). Health effects from exposure to sulfate in drinking water workshop. Office of Water, EPA 815-R-99-002, Washington D.C. Disponible à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200021JF.PDF?Dockey=200021JF.PDF>

U.S. EPA (1999b). Health effects from exposure to high levels of sulfate in drinking water study. Office of Water, EPA 815-R-99-001. Office of Water, EPA 815R-99-001. Disponible à <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/200021IN.PDF?Dockey=200021IN.PDF>

U.S. EPA (1999c). METHOD 300.1 revision 1.0: Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Disponible à <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/epa-300.1.pdf>

U.S. EPA (1999d). Enhanced coagulation and enhanced precipitative softening guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency (Document ID: EPA-815-R-99-012).

U.S. EPA (2003a). Drinking water advisory: Consumer acceptability advice and health effects analysis on sulfate. Washington D.C. Disponible à https://www.epa.gov/sites/default/files/2014-09/documents/support_ccl_sulfate_healtheffects.pdf

U.S. EPA (2003b). Toxicological review of hydrogen sulfide (CAS no. 7783-06-4) in support of summary information on the integrated risk information system (IRIS). Washington D.C. Disponible à https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0061tr.pdf

U.S. EPA. (2003c). Method 200.5 revision 4.2: Determination of trace elements in drinking water by axially viewed inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Disponible à https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/method_200-5_rev_4-2_2003.pdf



- USGS (1985a). Method: I-7152: Calcium, suspended-recoverable, water, FLAA. United States Geological Survey, National Water Quality Laboratory.
- USGS (1985b). Method: I-1447: Magnesium, dissolved, FLAA. United States Geological Survey, National Water Quality Laboratory.
- USGS (1985c). Method: I-1338: Hardness in water by colorimetric titration. United States Geological Survey, National Water Quality Laboratory.
- USGS (1985d). Method L: I-3840: Sulfide, titrimetric, iodometric. United States Geological Survey, National Water Quality Laboratory.
- USGS (2018). Hardness of water. USGS Water Science School. United States Geological Survey. Washington D.C. Disponible à <https://www.usgs.gov/special-topics/water-science-school/science/hardness-water>
- USGS (2023). Frequently asked questions about water. United States Geological Survey. Washington D.C. Disponible à <https://www.usgs.gov/faqs/do-you-have-information-about-water-hardness-united-states>
- Van Der Aa, M. (2003). Classification of mineral water types and comparison with drinking water standards. *Environ. Geol.*, 44(5): 554–563.
- Van der Bruggen, B., Everaert, K., Wilms, D. et Vandecasteele, C. (2001). Application of nanofiltration for removal of pesticides, nitrate and hardness from ground water: Rejection properties and economic evaluation. *J. Memb. Sci.*, 193: 239–248.
- Vanhoorne, M., de Rouck, A. et de Bacquer, D. (1995). Epidemiological study of eye irritation by hydrogen sulphide and/or carbon disulphide exposure in viscose rayon workers. *Ann. Occup. Hyg.*, 39(3): 307–315.
- Vidović, M.M., Jovičević, J.N., Krstić, J.D., Tomić, I.D. et Rogan, S.S. (2010). The influence of pH on removal of H₂S and natural organic matter by anion resin. *Desalination Water Treat.*, 21(1–3): 255–263.
- Vingerhoeds, M.H., Nijenhuis-de Vries, M.A., Ruepert, N., van der Laan, H., Bredie, W.L.P. et Kremer, S. (2016). Sensory quality of drinking water produced by reverse osmosis membrane filtration followed by remineralisation. *Water Res.*, 94: 42–51.
- Vollertsen, J., Nielsen, A.H., Jensen, H.S., Wiium-Andersen, T. et Hvitved-Jacobsen, T. (2008). Corrosion of concrete sewers—the kinetics of hydrogen sulfide oxidation. *Sci. Total Environ.* 394(1): 162–170.
- Vollmer, W.M., Sacks, F.M., Ard, J., Appel, L.J., Bray, G.A., Simons-Morton, D.G., Conlin, P.R., Svetkey, L.P., Erlinger, T.P., Moore, T.J., Karanja, N. et DASH-Sodium Trial Collaborative Research Group (2001). Effects of diet and sodium intake on blood pressure: Subgroup analysis of the DASH-sodium trial. *Ann. Intern. Med.*, 135(12): 1019–1028.
- Wacker, W.E.C. et Parisi, A.F. (1968). Magnesium metabolism. *N. Engl. J. Med.*, 278(13): 712–717.
- Wang, X., Terry, P. et Yan, H. (2009). Review of salt consumption and stomach cancer risk: Epidemiological and biological evidence. *World J. Gastroenterol.*, 15(18): 2204–2213.
- Wasch, H.H., Estrin, W.J., Yip, P., Bowler, R. et Cone, J.E. (1989). Prolongation of the P-300 latency associated with hydrogen sulfide exposure. *Arch. Neurol.*, 46(8): 902–904.
- Watts, D.L. (1997). Trace elements and other essential nutrients: Clinical application of tissue mineral analysis. 2nd writer's B-I-O-C-K edition.
- Watts, S.F. (2000). The mass budgets of carbonyl sulfide, dimethyl sulfide, carbon disulfide and hydrogen sulfide. *Atmos. Environ.* 34(5): 761–779.
- Weaver, C.M., Alexander, D.D., Boushey, C.J., Dawson-Hughes, B., Lappe, J.M., LeBoff, M.S., Liu, S., Looker, A.C., Wallace, T.C. et Wang, D.D. (2016). Calcium plus vitamin D supplementation and risk of fractures: An updated meta-analysis from the national osteoporosis foundation. *Osteoporos. Int.*, 27(1): 367–376.

- Weinberger, M.H. (1993). Racial differences in renal sodium excretion: Relationship to hypertension. *Am. J. Kidney Dis.*, 21(4 Suppl 1): 41–45.
- Wesselink, E., Kok, D.E., Bours, M.J.L., De Wilt, J.H.W., Van Baar, H., Van Zutphen, M., Geijssen, A.M.J.R., Keulen, E.T.P., Hansson, B.M.E., Van Den Ouweland, J., Witkamp, R.F., Weijnenberg, M.P., Kampman, E. et Van Duynhoven, F.J.B. (2020). Vitamin D, magnesium, calcium, and their interaction in relation to colorectal cancer recurrence and all-cause mortality. *Am. J. Clin. Nutr.*, 111(5): 1007–1017.
- Wetterau, H., Oekert, W. et Knape, U.G. (1964). Tests for the application of dried green fodder with higher hydrogen sulfide content (experiments with poultry and fattened pigs). *Fütterung*. 5: 383–393 (en allemand).
- Willey, B.F., Jennings, H. et Muroski, F. (1964). Removal of hydrogen sulfide with potassium permanganate. *J. Am. Water Works Assoc.*, 56(4): 475–479.
- Wu, Z., Zhang, X., Pang, J., Li, J., Li, J. et Zhang, P. (2020). High-poly-aluminum chloride sulfate coagulants and their coagulation performances for removal of humic acid. *RSC Adv.*, 10(12): 7155–7162.
- Yang, C.Y., Chiu, H.F., Chiu, J.F., Tsai, S.S. et Cheng, M.F. (1997). Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from colon cancer. *Jpn. J. Cancer Res.*, 88(10): 928–933.
- Yang, C.Y., Cheng, M.F., Tsai, S.S. et Hsieh, Y.L. (1998). Calcium, magnesium, and nitrate in drinking water and gastric cancer mortality. *Jpn. J. Cancer Res.*, 89(2): 124–130.
- Yang, C.Y., Tsai, S.S., Lai, T.C., Hung, C.F. et Chiu, H.F. (1999). Rectal cancer mortality and total hardness levels in Taiwan's drinking water. *Environ. Res.*, 80(4): 311–316.
- Yang, C.Y., Chiu, H.F., Cheng, B.H., Hsu, T.Y., Cheng, M.F. et Wu, T.N. (2000a). Calcium and magnesium in drinking water and the risk of death from breast cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A*, 60(4): 231–241.
- Yang, C.Y., Chiu, H.F., Tsai, S.S., Cheng, M.F., Lin, M.C. et Sung, F.C. (2000b). Calcium and magnesium in drinking water and risk of death from prostate cancer. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 60(1): 17–26.
- Yaroshevsky, A.A. (2006). Abundances of chemical elements in the earth's crust. *Geochem. Int.*, 44(1): 48–55.
- Zarkadas, M., Gougeon-Reyburn, R., Marliss, E.B., Block, E. et Alton-Mackey, M. (1989). Sodium chloride supplementation and urinary calcium excretion in postmenopausal women. *Am. J. Clin. Nutr.*, 50(5): 1088–1094.
- Zhang, X., Li, Y., Del Gobbo, L.C., Rosanoff, A., Wang, J., Zhang, W. et Song, Y. (2016). Effects of magnesium supplementation on blood pressure: A meta-analysis of randomized double-blind placebo-controlled trials. *Hypertension*, 68(2): 324–333.
- Zhao, S., Wang, X., Li, N., Chen, Y., Su, Y. et Zhang, J. (2015). Effects of strontium ranelate on bone formation in the mid-palatal suture after rapid maxillary expansion. *Drug Des. Dev. Ther.*, 9: 2725–2734.
- Zhong, G.C., Peng, Y., Wang, K., Wan, L., Wu, Y.Q.L., Hao, F.B., Hu, J.J. et Gu, H.T. (2020). Magnesium intake and primary liver cancer incidence and mortality in the prostate, lung, colorectal and ovarian cancer screening trial. *International journal of cancer. Int. J. Cancer*, 147(6): 1577–1586.
- Zipf, K.A. Jr. et Luthy, R.G. (1981). Chemical equilibria in split-treatment softening of water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 73(6): 304–311.



ANNEXE A :

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AMT	apport maximal tolérable
ANSI	American National Standards Institute
AWWA	American Water Works Association
CAG	charbon actif en grains
CCPP	potentiel de précipitation du carbonate de calcium
CFA	Cations fortement acides
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMA	concentration maximale acceptable
COD	carbone organique dissous
EDTA	acide éthylènediaminetétracétique
ESSIDES	eau souterraine sous l'influence directe d'eau de surface
IOM	Institute of Medicine
LDD	Limite de détection à déclarer
LDM	Limite de détection de la méthode
LDQ	limite de quantitation
MDT	matières dissoutes totales
MON	matière organique naturelle
NSF	NSF International
OE	objectif d'ordre esthétique
OMS	Organisation mondiale de la Santé
p.c.	poids corporel

RMCS	ratio massique chlorure/sulfate
SPD	sous-produit de désinfection
U.S. EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
USGS	United States Geological Survey
UTN	unité de turbidité néphélométrique
VBS	valeur basée sur la santé



ANNEXE B : TABLEAUX DES DONNÉES PROVINCIALES

Les données fournies par les provinces provenaient de divers approvisionnements en eau potable au Canada, à savoir des eaux de surface et des eaux souterraines, ainsi que de l'eau traitée et distribuée ayant fait l'objet d'une surveillance (British Columbia Ministry of Health, 2021; Ministère de l'Environnement, de la Protection de la nature et des Parcs de l'Ontario, 2021; Ministère du Développement durable du Manitoba, 2021; Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 2021; Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse, 2021; Saskatchewan Water Security Agency, 2021; Ministère des Communautés, des Terres et de l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard, 2021; Ministère de la Santé du Nouveau-Brunswick, 2021; Ministère des Affaires municipales et de l'Environnement de Terre-Neuve-et-Labrador, 2021).

Tableau B.1. Présence de calcium dans les eaux canadiennes

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Colombie-Britannique 2016–2021	Municipale	Eau de surface – distribuée	5/5	67,2	NC	90,3
		Eau souterraine et/ou de surface – brute	54/54	39,9	100,8	141
		Eau souterraine et/ou de surface – traitée	13/13	17	84,4	90,3
		Eau souterraine et/ou de surface – distribuée	358/366	38,7	85,7	195
		Eau de surface – brute	10/10	14,4	75,2	107
		Eau de surface – distribuée	5/5	27,9	NC	38,2
	Non municipale	Eau souterraine – brute	127/127	59,1	97,3	531
		Eau souterraine – traitée	3/3	72,5	NC	90,3
		Eau souterraine – distribuée	1/1	NC	NC	69,8
		Eau souterraine – non spécifié	212/215	45,6	85,6	195
		Eau souterraine et/ou de surface – brute	33/33	41,3	91,7	107
		Eau souterraine et/ou de surface – traitée	6/6	7,6	NC	87,4
		Eau souterraine et/ou de surface – non spécifié	205/211	39,1	91,1	193
		Eau de surface – brute	24/24	13,9	59,2	96
		Eau de surface – traitée	10/10	14,9	33,2	33,6
		Eau de surface – distribuée	2/2	NC	NC	35,8
		Eau de surface – non spécifié	46/46	27	57,4	124



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Île-du-Prince-Édouard (0,02 mg/L) 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	852/857	36,6	91,4	188,2
	Non municipale	Eau souterraine – brute	14 515/15 141	32,5	62	2 783
Manitoba 2009–2020	Municipale et non municipale	Eau souterraine et ESSIDES – brute	581/581	73,7	150	546
		Eau souterraine et ESSIDES – non désinfectée	323/323	65,7	118	383
		Eau souterraine et ESSIDES – traitée	571/572	57,2	115	347
		Eau souterraine et ESSIDES – distribuée	282/282	62,8	133	360
		Eau souterraine et/ou de surface – brute	55/55	30,9	94,2	125
		Eau souterraine et/ou de surface – non désinfectée	22/22	45,4	112,3	126
		Eau souterraine et/ou de surface – traitée	55/55	23,1	53,7	120
		Eau souterraine et/ou de surface – distribuée	20/20	28,6	62,2	161
		Eau de surface – brute	306/306	23,5	88,6	219
		Eau de surface – traitée	306/306	19	58,2	227
		Eau de surface – distribuée	194/194	19,7	63,5	232

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	977/977	27,4	66	188
		Eau souterraine – traitée	338/338	24,7	67,4	162
		Eau souterraine – distribuée	554/554	33,2	56	132
		Eau souterraine – non spécifié	161/161	46,5	112	191
		Eau souterraine et de surface – brute	288/288	5,5	7,7	42,3
		Eau souterraine et de surface – traitée	5/5	6,9	NC	9,2
		Eau souterraine et de surface – distribuée	552/552	6,1	64,8	89,5
		Eau de surface – brute	97/97	4,4	32,1	78,1
		Eau de surface – traitée	1/1	NC	NC	2,6
		Eau de surface – distribuée	259/259	7,9	28,1	55,1
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	186/186	33,8	85,1	438
		Eau souterraine – traitée	314/319	29	66,1	330
		Eau souterraine – distribuée	4/4	37,9	NC	63,1
		Eau de surface – brute	79/79	2,2	7,1	29
		Eau de surface – traitée	400/401	5,8	20,2	56
		Eau de surface – distribuée	24/24	6,8	12,4	16,8
	Non municipale	Eau souterraine – brute	752/752	27	71,9	609



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	2 157/2 159	85,7	130	453
		Eau souterraine – traitée	1 147/1 148	84,5	125	253
		Eau souterraine – distribuée	821/821	80,6	106	139
		Eau souterraine et de surface – brute	218/218	66,5	99,2	177
		Eau souterraine et de surface – traitée	41/41	81,4	92,5	97,9
		Eau souterraine et de surface – distribuée	699/699	36,3	42,4	150
		Eau de surface – brute	894/894	32,4	37,8	216
		Eau de surface – traitée	1 124/1 124	33,7	37,6	117
		Eau de surface – distribuée	1 611/1 611	8	32,4	114
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	1 915/1 945	44,3	87	1 900
Saskatchewan 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	270/270	128	205,1	358
		Eau souterraine et de surface – traitée	117/136	48	134	369
		Eau souterraine et de surface – distribuée	3 084/3 183	62	179,8	593
		Eau de surface – brute	136/137	75	103	172
Terre-Neuve-et-Labrador (0,1–1) 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	252/254	27,5	55	250
		Eau souterraine – distribuée	1 317/1 357	28	64	266
		Eau de surface – brute	657/735	2	19	88
		Eau de surface – distribuée	3 409/3 823	3	19	95

ESSIDES – eau souterraine sous influence directe d'eau de surface; LD – limite de détection; NC – valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié – on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

Tableau B.2. Présence de chlorures dans les eaux canadiennes

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Colombie-Britannique 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	107/107	6,3	36,9	793
		Eau souterraine – distribuée	5/5	4,1	NC	68,1
		Eau de surface – brute	9/9	0,7	80,7	210
		Eau de surface – distribuée	5/5	2,2	6,5	6,8
	Non municipale	Eau souterraine – brute	116/117	6,4	50	793
		Eau souterraine – traitée	3/3	9,4	NC	43,4
		Eau souterraine – distribuée	1/1	NC	NC	1,3
		Eau souterraine – non spécifié	189/191	4,8	51,2	293
		Eau de surface – brute	23/23	0,5	5,6	210
		Eau de surface – traitée	10/10	0,8	1,8	3,2
		Eau de surface – distribuée	2/2	NC	NC	27,2
		Eau de surface – non spécifié	41/42	1,6	21,4	57,3
	Île-du-Prince-Édouard (0,02 mg/L) 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	856/856	18,5	117,5
Non municipale		Eau souterraine – brute	14 590/14 615	14,8	59,8	15 000



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Manitoba 2009–2020	Municipale et non municipale	Eau souterraine et ESSIDES – brute	571/571	18,4	172	1 280
		Eau souterraine et ESSIDES – non désinfectée	305/305	20,5	262,2	1 390
		Eau souterraine et ESSIDES – traitée	541/541	19,8	139	879
		Eau souterraine et ESSIDES – distribuée	4/4	49,8	NC	85,4
		Eau de surface – brute	305/305	4,7	50,4	1 830
		Eau de surface – traitée	306/306	14	70,9	352
		Eau de surface – distribuée	6/6	18	NC	39,3
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	1 328/1 367	35,6	78,6	280
		Eau souterraine – traitée	338/338	37,3	149,6	540
		Eau souterraine – distribuée	554/554	27,4	83,2	407
		Eau souterraine – non spécifié	156/156	39,8	225,5	503
		Eau souterraine et de surface – brute	288/288	5,8	9,9	33,1
		Eau souterraine et de surface – traitée	5/5	11,4	NC	14,3
		Eau souterraine et de surface – distribuée	552/552	10,7	68,2	78
		Eau de surface – brute	97/97	3,8	10,9	134
		Eau de surface – traitée	1/1	NC	NC	5
Eau de surface – distribuée	259/259	5,8	15,4	106		

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	201/201	30	142	960
		Eau souterraine – traitée	285/285	36	140	1 600
		Eau souterraine – distribuée	4/4	11,5	NC	67
		Eau de surface – brute	91/91	8	21	51
		Eau de surface – traitée	397/404	15	31,7	88
		Eau de surface – distribuée	24/24	6	13	14
	Non municipale	Eau souterraine – brute	743/743	21	170	2 200
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	2 790/2 801	70,3	270	1 715
		Eau souterraine – traitée	1 272/1 272	53	177	561,6
		Eau souterraine – distribuée	1 155/1 155	55,7	173,6	330
		Eau souterraine et de surface – brute	168/168	70,2	124,5	331
		Eau souterraine et de surface – traitée	223/223	13,8	74,5	116
		Eau souterraine et de surface – distribuée	815/815	28,9	37,8	100
		Eau de surface – brute	894/895	24,5	34	190
		Eau de surface – traitée	941/941	27	39,3	170
		Eau de surface – distribuée	1 804/1 806	6,1	87,8	160
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	1 999/2 065	91,2	130	11 000
Saskatchewan 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	266/267	13,2	151,5	616,5
		Eau souterraine et de surface – traitée	135/136	17,1	60,8	394,7
		Eau souterraine et de surface – distribuée	3 032/3 049	21,6	87	1 120
		Eau de surface – brute	159/159	18,6	52	1 065,6



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Terre-Neuve-et-Labrador (0,1-1) 2015-2020	Municipale	Eau souterraine – brute	253/254	25,5	73	405
		Eau souterraine – distribuée	1 354/1 357	29	83	610
		Eau de surface – brute	727/735	8	20	570
		Eau de surface – distribuée	3 722/3 823	12	25	610

LD : limite de détection; ESSIDES : eau souterraine sous influence directe d'eau de surface; NC : valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié : on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

Tableau B.3. Dureté dans les eaux canadiennes

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Colombie-Britannique 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	111/111	215	454	1 650
		Eau souterraine – distribuée	5/5	236	NC	389
		Eau de surface – brute	10/10	44	399,3	1 140
		Eau de surface – distribuée	5/5	95,1	NC	162
	Non municipale	Eau souterraine – brute	120/120	234,5	469,1	1 650
		Eau souterraine – traitée	3/3	286	NC	367
		Eau souterraine – distribuée	1/1	NC	NC	200
		Eau souterraine – non spécifié	199/203	183	452,4	1 150
		Eau de surface – brute	24/24	41,8	207,8	1 140
		Eau de surface – traitée	10/10	46,3	101,1	102
		Eau de surface – distribuée	2/2	NC	NC	319
		Eau de surface – non spécifié	46/46	86,4	282,5	606
	Île-du-Prince-Édouard (0,02 mg/L) 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	857/857	159	247,8
Non municipale		Eau souterraine – brute	14 665/14 723	136,4	202,3	11 090



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Manitoba 2009–2020	Municipale et non municipale	Eau souterraine et ESSIDES – brute	571/571	368	677	1 570
		Eau souterraine et ESSIDES – non désinfectée	305/305	337	649	1 650
		Eau souterraine et ESSIDES – traitée	538/541	278	546	1 360
		Eau souterraine et ESSIDES – distribuée	4/4	111	NC	170
		Eau de surface – brute	305/305	91,7	416,2	1 130
		Eau de surface – traitée	306/306	76,7	245,5	861
		Eau de surface – distribuée	6/6	143,4	NC	310
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	1 176/1 176	91,8	196	543
		Eau souterraine – traitée	338/338	78,5	207	476
		Eau souterraine – distribuée	551/551	102	174	392
		Eau souterraine – non spécifié	161/161	125	296	499
		Eau souterraine et de surface – brute	61/61	23	111	126
		Eau souterraine et de surface – traitée	5/5	20	NC	25
		Eau souterraine et de surface – distribuée	306/306	23	216	289
		Eau de surface – brute	97/97	14	88,4	224
		Eau de surface – traitée	1/1	8,5	8,5	8,5
Eau de surface – distribuée	259/259	22,8	81	158		

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	182/183	120	257,2	1 250
		Eau souterraine – traitée	252/263	84,2	208	850
		Eau souterraine – distribuée	4/4	104	NC	210
		Eau de surface – brute	76/76	8,6	23,2	82
		Eau de surface – traitée	382/383	17,8	52	190
		Eau de surface – distribuée	23/23	18,7	36,4	47
	Non municipale	Eau souterraine – brute	692/692	98	260	1 740
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	2 142/2 143	320	458	1 410
		Eau souterraine – traitée	1 240/1 240	318	460	924
		Eau souterraine – distribuée	1 119/1 119	236	383	548
		Eau souterraine et de surface – brute	167/167	278	362,4	577
		Eau souterraine et de surface – traitée	49/49	305	407,2	434
		Eau souterraine et de surface – distribuée	702/702	126	158	476
		Eau de surface – brute	1 148/1 148	115	131	668
		Eau de surface – traitée	1 442/1 442	118	131	476
		Eau de surface – distribuée	945/945	26	123	415
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	604/604	166	337,7	3 902
Saskatchewan 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	260/260	531,5	909,7	1 528
		Eau souterraine et de surface – traitée	136/136	194	640,5	1 475
		Eau souterraine et de surface – distribuée	2 977/2 996	298,5	848,5	4 980
		Eau de surface – brute	134/134	407	596,7	1 023



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Terre-Neuve-et-Labrador (0,1-1) 2015-2020	Municipale	Eau souterraine – brute	251/253	96	190	700
		Eau souterraine – distribuée	1 316/1 357	95	218,4	747
		Eau de surface – brute	666/735	7	83	273
		Eau de surface – distribuée	3 419/3 823	10	70,8	291

ESSIDES : eau souterraine sous influence directe d'eau de surface; LD : limite de détection; NC : valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié : on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

Tableau B.4. Présence de magnésium dans les eaux canadiennes

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Colombie-Britannique 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	121/121	13,2	72,5	177
		Eau souterraine – distribuée	5/5	16,6	NC	49,1
		Eau de surface – brute	9/9	2	10,5	12,4
		Eau de surface – distribuée	5/5	10,8	NC	16,2
	Non municipale	Eau souterraine – brute	131/131	12,9	72,5	177
		Eau souterraine – traitée	3/3	14,7	NC	45,1
		Eau souterraine – distribuée	1/1	NC	6,2	6,2
		Eau souterraine – non spécifié	211/214	12,5	52,3	176
		Eau de surface – brute	23/23	2	15,7	25
		Eau de surface – traitée	10/10	2,7	4,5	5,8
		Eau de surface – distribuée	2/2	60	NC	65
		Eau de surface – non spécifié	45/45	5,8	28,8	93,6
Île-du-Prince-Édouard (0,02 mg/L) 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	852/857	12,5	20,1	168,6
	Non municipale	Eau souterraine – brute	14 424/15 141	13,1	20	1 006



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Manitoba 2009–2020	Municipale et non municipale	Eau souterraine – brute	973/973	3,9	11,3	38
		Eau souterraine – traitée	338/338	2,6	9,4	20,1
		Eau souterraine – distribuée	554/554	3,6	10,1	16,3
		Eau souterraine – non spécifié	161/161	4,1	9,6	22,5
		Eau souterraine et de surface – brute	61/61	1,1	6,2	6,8
		Eau souterraine et de surface – traitée	5/5	0,7	NC	0,8
		Eau souterraine et de surface – distribuée	306/306	0,9	11,3	15,8
		Eau de surface – brute	97/97	0,8	2,1	7
		Eau de surface – traitée	1/1	NC	NC	0,5
		Eau de surface – distribuée	259/259	0,9	2,6	5
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	182/186	5,8	14	57,7
		Eau souterraine – traitée	263/286	4	14	110
		Eau souterraine – distribuée	4/4	2,5	NC	11,8
		Eau de surface – brute	77/77	0,8	1,3	545
		Eau de surface – traitée	390/392	0,9	3,4	580
		Eau de surface – distribuée	24/24	0,4	1,2	1,4

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	182/186	5,8	14	57,7
		Eau souterraine – traitée	263/286	4	14	110
		Eau souterraine – distribuée	4/4	2,5	NC	11,8
		Eau de surface – brute	77/77	0,8	1,3	545
		Eau de surface – traitée	390/392	0,9	3,4	580
		Eau de surface – distribuée	24/24	0,4	1,2	1,4
	Non municipale	Eau souterraine – brute	750/751	4	16	75
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	1 984/1 986	25,3	37,3	84,6
		Eau souterraine – traitée	986/987	25,5	39,5	71,7
		Eau souterraine – distribuée	665/665	27	35,9	46,3
		Eau souterraine et de surface – brute	214/214	19,7	26,2	34,2
		Eau souterraine et de surface – traitée	41/41	23,7	25,7	32,4
		Eau souterraine et de surface – distribuée	553/553	8,9	13,9	36,9
		Eau de surface – brute	856/864	8,3	9,2	31,2
		Eau de surface – traitée	1 065/1 075	8,6	9,3	29,9
		Eau de surface – distribuée	1 535/1 563	2	8,1	28,6
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	1 895/1 996	10,9	25	327,9
Saskatchewan 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	266/270	50,5	94	168
		Eau souterraine et de surface – traitée	116/136	19	71,5	152
		Eau souterraine et de surface – distribuée	2 941/3 155	30	97	924
		Eau de surface – brute	136/137	52	91,4	166



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Terre-Neuve-et-Labrador (0,1-1) 2015-2020	Municipale	Eau souterraine – brute	236/254	6	14	27
		Eau souterraine – distribuée	1 287/1 357	5	15	41
		Eau de surface – brute	445/735	0,5	7	37
		Eau de surface – distribuée	2 284/3 823	0,6	5	39

ESSIDES : eau souterraine sous influence directe d'eau de surface; LD : limite de détection; NC : valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié : on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

Tableau B.5. Présence de sulfates dans les eaux canadiennes

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)			
				Médiane	90 ^e percentile	Max	
Colombie-Britannique 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	105/106	29,7	128,5	1 490	
		Eau souterraine – distribuée	5/5	38,1	NC	137	
		Eau de surface – brute	9/9	7,1	57,2	147	
		Eau de surface – distribuée	5/5	6	NC	47,7	
	Non municipale	Eau souterraine – brute	115/116	32,6	140,5	1 490	
		Eau souterraine – traitée	2/3	16,5	NC	116	
		Eau souterraine – distribuée	1/1	NC	NC	32,3	
		Eau souterraine – non spécifié	185/187	27	134,6	582	
		Eau de surface – brute	23/23	7,1	33,3	147	
		Eau de surface – traitée	9/9	7,3	14,7	14,8	
		Eau de surface – distribuée	2/2	11	NC	12,3	
		Eau de surface – non spécifié	40/41	10,9	47,2	273	
	Île-du-Prince-Édouard (0,02 mg/L) 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	857/857	7,8	15,6	287,1
		Non municipale	Eau souterraine – brute	14 946/15 121	6,4	14,8	2 126



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Manitoba 2009–2020	Municipale et non municipale	Eau souterraine et ESSIDES – brute	555/571	60,4	389	1 310
		Eau souterraine et ESSIDES – non désinfectée	290/305	51,6	358,8	2 260
		Eau souterraine et ESSIDES – traitée	522/541	49,7	295	1 220
		Eau souterraine et ESSIDES – distribuée	4/4	34,1	NC	101
		Eau de surface – brute	303/305	4,4	205	497
		Eau de surface – traitée	273/306	6,2	142	468
		Eau de surface – distribuée	5/6	55,8	NC	277
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	1 327/1 366	15	47	83
		Eau souterraine – traitée	338/338	10	34	440
		Eau souterraine – distribuée	554/554	12	30	73
		Eau souterraine et/ou de surface – non spécifié	156/156	13	23	104
		Eau souterraine et de surface – brute	54/54	5,5	8,7	18
		Eau souterraine et de surface – traitée	5/5	2	NC	3
		Eau souterraine et de surface – distribuée	298/298	4	37	51
		Eau de surface – brute	87/87	2	3,6	23
		Eau de surface – traitée	1/1	NC	NC	2
		Eau de surface – distribuée	251/251	12	31	47

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	191/202	13	66,4	1 100
		Eau souterraine – traitée	264/279	13	100	620
		Eau souterraine – distribuée	4/4	30	NC	34
		Eau de surface – brute	65/91	3	14	31
		Eau de surface – traitée	361/406	10	31	71
		Eau de surface – distribuée	24/24	16,5	26	29
	Non municipale	Eau souterraine – brute	723/742	11	94,9	1 600
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	1 825/1 865	39,7	110	1 000
		Eau souterraine – traitée	1 003/1 059	34	78,3	827
		Eau souterraine – distribuée	980/989	27,6	62,5	190
		Eau souterraine et de surface – brute	159/159	31,2	44,8	69,4
		Eau souterraine et de surface – traitée	37/37	44,9	51,2	53
		Eau souterraine et de surface – distribuée	793/793	25	26,7	66
		Eau de surface – brute	745/745	23,8	26	91
		Eau de surface – traitée	921/922	26	34,3	92
		Eau de surface – distribuée	852/852	26,7	34,5	45
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	1 842/1 999	40,7	52	3 624
Saskatchewan 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	263/263	320	867,5	1 710
		Eau souterraine et de surface – traitée	136/136	90,4	764	1 381,6
		Eau souterraine et de surface – distribuée	2 981/3 014	148,2	805,5	8 560
		Eau de surface – brute	137/137	350	808,2	1 936,2



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Terre-Neuve-et-Labrador (0,1-1) 2015-2020	Municipale	Eau souterraine – brute	244/254	8	24	550
		Eau souterraine – distribuée	1 299/1 357	9	25	598
		Eau de surface – brute	368/735	1	3	120
		Eau de surface – distribuée	2 224/3 823	1	4	120

ESSIDES : eau souterraine sous influence directe d'eau de surface; LD : limite de détection; NC : valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié : on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

Tableau B.6. Présence de MDT dans les eaux canadiennes

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Île-du-Prince-Édouard (0,02 mg/L) 2016–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	1/1	208	NC	208
	Non municipale	Eau souterraine – brute	5/5	214	NC	513
Manitoba 2009–2020	Municipale et non municipale	Eau souterraine et ESSIDES – brute	571/571	521	1 320	3 120
		Eau souterraine et ESSIDES – non désinfectée	305/305	521	1 206	4 890
		Eau souterraine et ESSIDES – traitée	541/541	456	1 030	3 030
		Eau souterraine et ESSIDES – distribuée	4/4	300	NC	486
		Eau souterraine et/ou de surface – brute	56/56	219	848,5	981
		Eau souterraine et/ou de surface – non désinfecté	21/21	620	1 290	1 650
		Eau souterraine et/ou de surface – traitée	56/56	194	656,5	1 030
		Eau souterraine et/ou de surface – distribuée	2/2	114	NC	163
		Eau de surface – brute	305/305	120	640,2	3 160
		Eau de surface – traitée	305/306	136,5	472	1 410
		Eau de surface – distribuée	6/6	224	NC	593



Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	103/103	131	179	429
		Eau souterraine – distribuée	50/50	123	205,2	493
		Eau souterraine et de surface – brute	5/5	22	NC	25
		Eau souterraine et de surface – traitée	5/5	49	NC	58
		Eau de surface – brute	8/8	61	NC	101
		Eau de surface – distribuée	12/12	52	98,5	101
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	194/194	201,5	477,6	2 380
		Eau souterraine – traitée	303/304	248	432,8	2 900
		Eau souterraine – distribuée	4/4	80	NC	345
		Eau de surface – brute	90/92	24,5	65,8	119
		Eau de surface – traitée	407/409	67	115	396
		Eau de surface – distribuée	24/24	42,5	80,2	95
	Non municipale	Eau souterraine – brute	737/737	180	598	4 200

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	711/711	448	870	1 880
		Eau souterraine – traitée	540/540	478	810,1	1 530
		Eau souterraine – distribuée	336/337	442	667,8	952
		Eau souterraine et de surface – brute	124/124	374	514,3	797
		Eau souterraine et de surface – traitée	70/70	202	444,5	507
		Eau souterraine et de surface – distribuée	605/605	187	212	728
		Eau de surface – brute	429/435	83	187	860
		Eau de surface – traitée	579/581	134	210	634
		Eau de surface – distribuée	820/831	100	160	1 120
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	443/444	684,3	1 125,7	13 837,4
Saskatchewan 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	210/210	1 210,5	2 149,4	3 320
		Eau souterraine et de surface – traitée	80/80	810	2 201,3	3 043
		Eau souterraine et de surface – distribuée	2 364/2 364	745,5	2 067,8	13 395
		Eau de surface – brute	109/109	903	1 606,8	3 426
Terre-Neuve-et-Labrador (0,1–1) 2015–2020	Municipale	Eau souterraine – brute	253/253	181	309,2	1 030
		Eau souterraine – distribuée	1 356/1 357	190	367	1 550
		Eau de surface – brute	735/735	30	120	1 000
		Eau de surface – distribuée	3 772/3 823	43	128,9	1 100

ESSIDES : eau souterraine sous influence directe d'eau de surface; LD : limite de détection; NC : valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié : on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

**Tableau B.7. Présence de sulfure d'hydrogène dans les eaux canadiennes**

Secteur de compétence (LD en mg/L)	Source municipale ou non municipale	Type d'eau	Détections/échantillons	Concentration (mg/L)		
				Médiane	90 ^e percentile	Max
Nouveau-Brunswick (0,05–0,2) 2016–2019	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	3/3	0,05	NC	0,05
		Eau souterraine – distribuée	1/1	NC	NC	0,05
Nouvelle-Écosse 2016–2020	Municipale et semi-publique	Eau souterraine – brute	1/23	0,05	0,05	0,1
		Eau souterraine – traitée	0/4	< LD	NC	< LD
		Eau de surface – brute	0/21	< LD	NC	< LD
		Eau de surface – traitée	25/25	0,01	0,05	0,05
		Eau de surface – distribuée	1/1	NC	NC	0,005
Ontario 2018–2021	Municipale	Eau souterraine – brute	218/590	< LD	0,0261	2,6
		Eau souterraine – traitée	1/64	0,01	NC	< LD
		Eau souterraine et de surface – distribuée	0/6	< LD	NC	< LD
		Eau de surface – brute	1/63	0,005	NC	0,01
		Eau de surface – traitée	0/12	< LD	< LD	< LD
		Eau de surface – distribuée	0/1	NC	< LD	< LD
Québec 2010–2014	Non municipale	Eau souterraine – brute	86/948	< LD	< LD	8,7

LD – limite de détection; NC – valeur non calculée en raison de la taille insuffisante de l'échantillon; non spécifié – on ignore si l'eau était brute, traitée ou distribuée.

ANNEXE C : DONNÉES DES ÉTUDES SUR L'EAU POTABLE MENÉES PAR SANTÉ CANADA

C.1 Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010)

Tableau C.1.1. Résumé des concentrations totales de calcium d'après l'Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010) (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Été (mg/L)					Hiver (mg/L)				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits – eau brute	18/18	33,5	42,1	87,5	140	17/17	32,0	42,8	93,4	130
Puits – eau traitée	17/17	33,0	42,7	89,4	140	16/16	31,0	41,8	92,0	130
Puits – distribution	54/54	33,5	39,3	77,2	150	27/27	29,0	28,9	48,4	50
Lac – eau brute	21/21	13,0	17,0	37,0	41	20/20	17,5	20,2	44,7	55
Lac – eau traitée	21/21	11,0	16,9	38,0	42	20/20	12,5	20,3	44,0	53
Lac – distribution	57/57	10,0	17,6	39,0	47	31/31	11,0	18,9	42,0	54
Rivière – eau brute	26/26	33,0	34,6	61,5	81	22/22	45,5	42,8	77,0	100
Rivière – eau traitée	26/26	33,5	34,9	60,5	81	22/22	42,0	39,9	73,8	100
Rivière – distribution	77/77	33,0	36,3	66,8	120	36/36	44,0	44,1	63,0	100

Limite de détection à déclarer (LDD) = 0,2 mg/L.



Tableau C.1.2. Résumé des concentrations totales de magnésium d'après l'Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010) (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Été (mg/L)					Hiver (mg/L)				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits – eau brute	18/18	9,9	14,0	32,2	68	17/17	14,0	14,6	25,2	67
Puits – eau traitée	17/17	9,1	13,6	24,6	69	16/16	12,0	14,6	27,0	67
Puits – distribution	54/54	8,8	14,0	28,0	76	27/27	6,7	9,0	18,4	22
Lac – eau brute	21/21	2,2	5,0	11,0	28	20/20	2,2	5,9	11,9	33
Lac – eau traitée	21/21	2,0	4,7	11,0	27	20/20	2,3	5,6	11,0	33
Lac – distribution	57/57	1,7	4,5	11,4	28	31/31	1,3	6,0	10,0	34
Rivière – eau brute	26/26	5,9	11,0	22,0	54	22/22	8,0	12,7	26,5	43
Rivière – eau traitée	26/26	5,5	8,3	18,0	22	22/22	8,2	10,0	19,7	28
Rivière – distribution	77/77	5,5	8,5	18,4	36	36/36	13,0	12,7	19,5	28

Reporting detection limit (RDL) = 0.05 mg/L.

Tableau C.1.3. Résumé des valeurs totales de dureté d'après l'Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010) (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Été (mg/L de CaCO ₃)					Hiver (mg/L de CaCO ₃)				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits – eau brute	18/18	130,0	161,9	291,0	620	16/16	140,0	165,7	335,0	590
Puits – eau traitée	17/17	130,0	162,0	302,0	630	15/15	150,0	163,9	330,0	590
Puits – distribution	54/54	130,0	156,5	305,0	690	27/27	99,0	108,8	180,0	200
Lac – eau brute	21/21	38,0	64,1	140,0	220	20/20	60,0	74,2	141,0	270
Lac – eau traitée	21/21	39,0	62,0	130,0	210	20/20	42,5	74,2	150,0	270
Lac – distribution	57/57	38,0	62,7	132,0	220	25/25	40,0	83,9	216,0	270
Rivière – eau brute	26/26	115,0	131,9	255,0	420	21/21	160,0	164,5	340,0	370
Rivière – eau traitée	26/26	120,0	121,8	225,0	280	21/21	150,0	145,9	240,0	370
Rivière – distribution	77/77	120,0	125,9	248,0	440	30/30	150,0	161,8	250,0	370

Limite de détection à déclarer (LDD) = 1 mg/L.



Tableau C.1.4. Résumé des concentrations totales de chlorures d'après l'Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010) (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Été (mg/L de CaCO ₃)					Hiver (mg/L de CaCO ₃)				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits – eau brute	18/18	13,0	29,2	87,6	120	16/16	18,0	39,1	88,5	240
Puits – eau traitée	17/17	16,0	33,1	108,0	120	15/15	13,0	41,5	106,0	240
Puits – distribution	54/54	15,0	28,4	99,7	150	27/27	8,0	25,1	89,2	110
Lac – eau brute	17/21	9,0	25,8	34,2	260	16/20	9,0	34,4	54,0	330
Lac – eau traitée	21/21	12,0	26,8	36,0	280	20/20	11,5	33,3	45,0	350
Lac – distribution	57/57	13,0	28,6	36,4	290	24/25	10,0	61,1	266,6	360
Rivière – eau brute	24/26	11,5	18,6	47,5	80	20/21	6,0	19,7	47,9	110
Rivière – eau traitée	26/26	13,0	21,1	51,0	97	20/21	10,0	25,5	58,1	140
Rivière – distribution	77/77	12,0	22,1	47,4	220	28/30	9,0	31,9	93,1	140

Limite de détection à déclarer (LDD) = 1 mg/L.

Tableau C.1.5. Résumé des concentrations totales de sulfates d'après l'Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010) (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Été (mg/L de CaCO ₃)					Hiver (mg/L de CaCO ₃)				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits – eau brute	17/18	16,0	84,5	204,0	630	15/16	16,0	92,8	276,4	640
Puits – eau traitée	17/17	37,0	85,9	205,0	620	15/15	21,0	95,3	268,0	650
Puits – distribution	54/54	16,0	77,2	250,8	650	27/27	37,0	35,7	62,4	65
Lac – eau brute	16/21	9,0	14,0	36,5	49	16/20	10,0	16,4	35,0	75
Lac – eau traitée	18/21	11,5	16,4	37,0	50	17/20	17,0	21,2	46,6	73
Lac – distribution	49/57	12,0	17,9	39,0	53	25/25	23,0	27,4	60,6	75
Rivière – eau brute	22/26	21,5	41,6	85,1	260	18/21	34,5	53,5	118,3	260
Rivière – eau traitée	25/26	39,0	64,8	126,0	280	20/21	46,0	65,8	114,9	290
Rivière – distribution	72/77	46,0	68,3	120,0	280	30/30	52,0	83,0	163,0	280

Reporting detection limit (RDL) = 1 mg/L.



Tableau C.1.6. Résumé des concentrations totales de MDT d'après l'Étude nationale sur l'eau potable (2009–2010) (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Été (mg/L de CaCO ₃)					Hiver (mg/L de CaCO ₃)				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e	Max
Puits – eau brute	18/18	185,5	372,5	801,6	1 710	16/16	211,5	412,6	914,0	1 710
Puits – eau traitée	17/17	195,0	387,7	877,0	1 710	15/15	216,0	426,7	962,0	1 690
Puits – distribution	54/54	190,5	356,8	868,9	1 720	27/27	219,0	301,5	660,2	833
Lac – eau brute	21/21	61,0	101,5	159,0	673	20/20	73,0	125,7	193,9	874
Lac – eau traitée	21/21	60,0	110,5	161,0	683	20/20	74,5	135,9	200,3	880
Lac – distribution	57/57	64,0	114,8	164,4	706	25/25	87,0	198,2	620,0	894
Rivière – eau brute	26/26	149,0	183,2	360,0	710	21/21	186,0	226,0	495,0	650
Rivière – eau traitée	26/26	161,0	201,7	352,0	542	21/21	225,0	230,5	375,0	609
Rivière – distribution	77/77	163,0	209,2	381,2	768	30/30	222,0	279,3	533,6	612

MDT – matières dissoutes totales.
Limite de détection à déclarer (LDD) = 1 mg/L.

C.2 Étude ciblée sur l'eau potable, 2007

Tableau C.2.1. Résumé des concentrations totales de calcium d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2007 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Calcium (mg/L), LDD = 0,2 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	12/12	33,5	45,9	148,2	180
Puits – eau traitée	12/12	33,5	46,9	148,2	190
Lac – eau brute	5/5	1,9	18,9	NC	47
Lac – eau traitée	5/5	13	15,6	NC	31
Rivière – eau brute	2/2	89,5	89,5	NC	110
Rivière – eau traitée	2/2	92	92,0	NC	110

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.2.2. Résumé des concentrations totales de magnésium d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2007 (Santé Canada, 2022c)

Type d'eau	Magnésium (mg/L), LDD = 0,05 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	12/12	15	23,7	66,8	79
Puits – eau traitée	12/12	14	21,7	64,8	80
Lac – eau brute	5/5	0,94	7,5	NC	18
Lac – eau traitée	5/5	0,94	7,5	NC	18
Rivière – eau brute	2/2	25,5	25,5	NC	28
Rivière – eau traitée	2/2	26	26,0	NC	28

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.



Tableau C.2.3. Résumé des valeurs totales de dureté d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2007 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	CaCO ₃ (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	16/16	155	206,06	490	770
Puits – eau traitée	16/16	145	197,6	475	800
Lac – eau brute	8/8	7,5	51,9	NC	190
Lac – eau traitée	8/8	23	53,25	NC	150
Rivière – eau brute	2/2	330	330	NC	390
Rivière – eau traitée	2/2	340	340	NC	390

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.2.4. Résumé des concentrations totales de chlorures d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2007 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Chlorures dissous (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	16/16	72	70,3	140	190
Puits – eau traitée	16/16	85	80,4	170	210
Lac – eau brute	8/8	8,5	7,4	NC	10
Lac – eau traitée	8/8	10	10,3	NC	15
Rivière – eau brute	2/2	125	125,0	NC	150
Rivière – eau traitée	2/2	155	155,0	NC	190

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.2.5. Résumé des concentrations totales de sulfates d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2007 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	SO ₄ dissous (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	16/16	9,5	90,5	306,5	484
Puits – eau traitée	16/16	48	111,1	307	456
Lac – eau brute	8/8	2,5	19,0	NC	73
Lac – eau traitée	8/8	15	29,9	NC	89
Rivière – eau brute	2/2	82,5	82,5	NC	90
Rivière – eau traitée	2/2	90,5	90,5	NC	96

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.2.6. Résumé des concentrations totales de MDT d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2007 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	MDT (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	16/16	662,5	715,5	1 245	1 550
Puits – eau traitée	16/16	748,5	725,8	1 235	1 540
Lac – eau brute	8/8	22	80,6	NC	279
Lac – eau traitée	8/8	50,5	92,3	NC	245
Rivière – eau brute	2/2	558,5	558,5	NC	644
Rivière – eau traitée	2/2	597,5	597,5	NC	695

LDD – limite de détection à déclarer; MDT – matières dissoutes totales NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.



C.3 Étude ciblée sur l'eau potable, 2012–2013

Tableau C.3.1. Résumé des concentrations totales de calcium d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2012–2013 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Calcium (mg/L), LDD = 0,2 mg/L				
	Nombre de détections/échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	19/19	13,0	31,6	92,2	140,0
Puits – eau traitée	19/19	6,8	24,4	93,0	99,0
Puits – distribution	14/14	12,0	30,2	89,8	96,0
Lac – eau brute	1/1	52	52	52	52
Lac – eau traitée	1/1	50	NC	NC	50
Lac – distribution	1/1	52	NC	NC	52
Rivière – eau brute	6/6	85,0	84,3	NC	91,0
Rivière – eau traitée	6/6	80	80,5	NC	90
Rivière – distribution	6/6	78	76,8	NC	91

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.3.2. Résumé des concentrations totales de magnésium d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2012–2013 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Magnésium (mg/L), LDD = 0,05 mg/L				
	Nombre de détections/échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	19/19	2,5	9,6	17,4	73
Puits – eau traitée	19/19	2	5,7	16,4	24
Puits – distribution	14/14	3,3	7,4	18,9	23
Lac – eau brute	1/1	8,6	NC	NC	8,6
Lac – eau traitée	1/1	8,5	NC	NC	8,5
Lac – distribution	1/1	9	NC	NC	9
Rivière – eau brute	6/6	20,5	19,5	NC	24
Rivière – eau traitée	6/6	20,5	19,7	NC	24
Rivière – distribution	6/6	19,5	19,3	NC	24

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.3.3. Résumé des valeurs totales de dureté d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2012–2013 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	CaCO ₃ (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	19/19	42	118,4	306	650
Puits – eau traitée	19/19	22	84,5	304	340
Puits – distribution	14/14	41,5	105,5	305	330
Lac – eau brute	1/1	160	160	NC	160
Lac – eau traitée	1/1	160	NC	NC	160
Lac – distribution	1/1	170	NC	NC	170
Rivière – eau brute	6/6	290	290	NC	300
Rivière – eau traitée	6/6	290	283,3	NC	300
Rivière – distribution	6/6	290	273,3	NC	300

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.3.4. Résumé des concentrations totales de chlorures d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2012–2013 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Chlorures dissous (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	19/19	66	70,3	152	170
Puits – eau traitée	19/19	76	82,1	162	180
Puits – distribution	14/14	77	87,8	155	170
Lac – eau brute	1/1	55	NC	NC	55
Lac – eau traitée	1/1	56	NC	NC	56
Lac – distribution	1/1	59	NC	NC	59
Rivière – eau brute	6/6	86,5	67,7	NC	100
Rivière – eau traitée	6/6	94,5	78,0	NC	120
Rivière – distribution	6/6	93,5	73,8	NC	110

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.



Tableau C.3.5. Résumé des concentrations totales de sulfates d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2012–2013 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	Sulfates dissous (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	16/19	275	399,5	910	920
Puits – eau traitée	17/19	360	400,6	900	920
Puits – distribution	13/14	370	405,8	868	920
Lac – eau brute	1/1	21	NC	NC	21
Lac – eau traitée	1/1	20	NC	NC	20
Lac – distribution	1/1	21	NC	NC	21
Rivière – eau brute	6/6	56	57,5	NC	71
Rivière – eau traitée	6/6	55,5	58	NC	73
Rivière – distribution	6/6	58	57	NC	72

LDD – limite de détection à déclarer; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

Tableau C.3.6. Résumé des concentrations totales de MDT d'après l'étude ciblée sur l'eau potable de 2012–2013 (Santé Canada, 2022b)

Type d'eau	MDT (mg/L), LDD = 1 mg/L				
	Nombre de détections/ échantillons	Médiane	Moyenne	90 ^e centile	Max
Puits – eau brute	19/19	1 090	1 132,5	1 852	2 060
Puits – eau traitée	19/19	1 080	1 212,6	1 868	2 050
Puits – distribution	14/14	1 285	1 243,7	1 858	1 910
Lac – eau brute	1/1	260	NC	NC	260
Lac – eau traitée	1/1	250	NC	NC	250
Lac – distribution	1/1	260	NC	NC	260
Rivière – eau brute	6/6	446	409,5	NC	451
Rivière – eau traitée	6/6	449	411,5	NC	470
Rivière – distribution	6/6	424	394,5	NC	470

LDD – limite de détection à déclarer; MDT – matières dissoutes totale; NC – non calculé en raison de la taille insuffisante de l'échantillon.

ANNEXE D : RÉSUMÉ DE L'ENLÈVEMENT DE LA DURETÉ TOTALE SELON LES DIFFÉRENTES TECHNOLOGIES À L'ÉCHELLE RÉSIDEN­TIELLE

Tableau D.1. Performance des systèmes au point d'utilisation et au point d'entrée pour l'enlèvement de la dureté totale selon la technologie de traitement (Brodeur et Barbeau, 2015)

Installations de traitement de l'eau		Moyenne	Médiane	Min	Max	Pourcentage d'échantillons dépassant		Centile	
						120 mg/L	180 mg/L	75 th	95 th
Total (n=96)	Affluent (µg/L)	136 356	112 581	156	419 661	44.8 %	24.0 %	175 631	369 694
	Effluent (µg/L)	49 549	3 632	44	376 034	17.7 %	7.3 %	72 369	204 207
	% d'enlèvement	67 %	95 %	-111 %	99.97 %	S.O.	S.O.	99.58 %	100 %
Échange d'ions (n=54)	Affluent (µg/L)	155 740	115 706	469	419 661	48.1 %	27.8 %	237 422.8	385 947
	Effluent (µg/L)	29 507	1 886	83	326 359	7.4 %	3.7 %	39 467.25	179 062
	% d'enlèvement	81 %	99 %	-111 %	99.9 %	S.O.	S.O.	99.8 %	100 %
Charbon actif (n=18)	Affluent (µg/L)	115 749	103 011	156	279 420	44.4 %	22.2 %	156 814	S.O.
	Effluent (µg/L)	108 350	100 743	83	292 259	50 %	16.7 %	153 558	S.O.
	% d'enlèvement	19 %	8 %	-8 %	90.6 %	S.O.	S.O.	31 %	S.O.
Osmose inverse (n=9)	Affluent (µg/L)	30 865	2 803	269	138 639	22.2 %	0 %	65 002	S.O.
	Effluent (µg/L)	880	287	44	5 144	0 %	0 %	760	S.O.
	% d'enlèvement	66 %	72 %	21.4 %	99.97 %	S.O.	S.O.	95 %	S.O.



Installations de traitement de l'eau		Moyenne	Médiane	Min	Max	Pourcentage d'échantillons dépassant		Centile	
						120 mg/L	180 mg/L	75 th	95 th
Sable vert (n=3)	Affluent (µg/L)	107 478	73 769	67 743	180 921	33 %	33 %	S.O.	S.O.
	Effluent (µg/L)	113 275	73 694	71 146	194 985	33 %	33 %	S.O.	S.O.
	% d'enlèvement	-4 %	-5 %	-7.8 %	0.1 %	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Microfiltre en céramique (n=1)	Affluent (µg/L)	104 048	S.O.	S.O.	S.O.	0 %	0 %	S.O.	S.O.
	Effluent (µg/L)	101 113	S.O.	S.O.	S.O.	0 %	0 %	S.O.	S.O.
	% d'enlèvement	2.82 %	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Filtre à sédiments (n=1)	Affluent (µg/L)	173 939	S.O.	S.O.	S.O.	100 %	0 %	S.O.	S.O.
	Effluent (µg/L)	173 947	S.O.	S.O.	S.O.	100 %	0 %	S.O.	S.O.
	% d'enlèvement	0 %	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
Combinaisons (n=10)	Affluent (µg/L)	171 856	131 206	40 475	369 333	50 %	30 %	325 567	S.O.
	Effluent (µg/L)	59 027	2 569	119	376 034	20 %	10 %	62 554	S.O.
	% d'enlèvement	87 %	99 %	-1.8 %	99.9 %	S.O.	S.O.	100 %	S.O.

Remarque: Affluent = eau à traiter S.O. = sans objet

Brodeur, M.E. and 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. Report prepared for and available on request from Health Canada.

ANNEXE E : APPORT EN SODIUM RÉSULTANT DE L'UTILISATION D'UN ADOUCISSEUR D'EAU, PAR DEGRÉ DE DURETÉ

Certains types d'adoucisseurs d'eau peuvent ajouter du sodium à l'eau au cours du processus d'adoucissement. La contribution dans l'eau du sodium provenant d'un adoucisseur d'eau varie en fonction du degré de dureté de l'eau. Lorsque la dureté est élevée, la quantité de sodium ajoutée à l'eau est elle aussi élevée. Le tableau ci-dessous montre qu'un adoucisseur d'eau utilisant du chlorure de sodium peut augmenter de manière significative l'apport en sodium en comparaison avec l'apport en sodium habituel provenant de l'eau potable chez les adultes canadiens.

Tableau E.1. Apport en sodium résultant de l'utilisation d'un adoucisseur d'eau, par degré de dureté

Dureté de l'eau potable (mg/L de CaCO ₃)	Dureté (grain par gallon ^a)	Sodium ajouté (mg/L)
100 (acceptable) ^b	5,8	46
200 (mauvaise)	11,7	92
500 (inacceptable)	29,2	230

^a Lorsqu'il est question de dureté de l'eau, 1 grain par gallon équivaut à 17,1 mg/L de CaCO₃.

^b Conformément à la section 1.1.1 Calcium, magnésium, dureté.

Si on utilise un adoucisseur d'eau, il est également recommandé de ne pas adoucir une partie de l'eau qui sert le plus souvent à la consommation (c'est-à-dire l'eau du robinet de la cuisine) afin d'éviter un apport excessif en sel. En règle générale, les enfants de moins de 8 ans ne devraient pas boire d'eau contenant du sodium provenant d'un adoucisseur d'eau, car leur apport en sodium pourrait dépasser la limite supérieure recommandée (1,5 à 1,9 g par jour) (IOM, 2005). Si vous ou un membre de votre famille suivez un régime alimentaire à faible teneur en sodium, il est recommandé de consulter votre médecin.