

7.1.2	Facteurs à prendre en considération lors d'une conversion aux chloramines	24
7.1.3	Présence d'ammoniac dans la source d'eau	24
7.2	Réseau de distribution.....	24
7.2.1	Perte des chloramines résiduelles.....	24
7.2.2	Rechloration et chloration temporaire au point critique.....	25
7.2.3	Pathogènes opportunistes	26
7.2.4	Nitrification	27
7.2.5	Libération de plomb et de cuivre.....	28
7.2.6	Fer.....	30
7.2.7	Matériaux élastomères.....	30
7.3	Traitement à l'échelle résidentielle.....	31
7.4	Possibilités de recherche	32
8.0	Cinétique et métabolisme.....	32
8.1	Absorption.....	33
8.2	Distribution	33
8.3	Métabolisme.....	33
8.4	Excrétion	34
9.0	Effets sur la santé.....	34
9.1	Effets chez les humains.....	34
9.1.1	Toxicité aiguë.....	35
9.1.2	Toxicité chronique et subchronique et cancérogénicité	36
9.1.3	Toxicité pour le développement et la reproduction.....	39
9.2	Effets sur les animaux de laboratoire.....	39
9.2.1	Toxicité aiguë.....	39
9.2.1.1	Exposition par voie orale	40
9.2.1.2	Exposition par inhalation	40
9.2.2	Exposition de courte durée.....	40
9.2.2.1	Monochloramine : diminution du poids corporel et effets sanguins	40
9.2.2.2	Monochloramine : effets immunotoxiques	42
9.2.2.3	Dichloramine et trichloramine	43
9.2.3	Exposition de longue durée et cancérogénicité	44
9.2.4	Génotoxicité	45
9.2.4.1	Résultats in vitro	45
9.2.4.2	Résultats in vivo.....	46
9.2.5	Toxicité pour la reproduction et le développement.....	46
10.0	Classification et évaluation.....	47
10.1	Considérations esthétiques.....	48
10.2	Considérations internationales	48
11.0	Justification.....	49
12.0	Références.....	50

Annexe A : Liste des acronymes 67

Novembre 2018

Chloramines

Partie I. Vue d'ensemble et application

1.0 Recommandation proposée

Compte tenu de la faible toxicité de la monochloramine aux concentrations présentes dans l'eau potable, il n'est pas jugé nécessaire d'établir une recommandation pour les chloramines dans l'eau potable. Les mesures prises pour limiter la concentration de chloramines ou de leurs sous-produits dans l'eau potable ne doivent pas compromettre l'efficacité de la désinfection.

2.0 Sommaire

Le terme « chloramines » désigne les chloramines inorganiques et organiques. Le présent document porte essentiellement sur les chloramines inorganiques, à savoir la monochloramine, la dichloramine et la trichloramine. À moins d'indication contraire, le terme « chloramines » désigne les chloramines inorganiques dans tout le document.

Les chloramines sont présentes dans l'eau potable surtout à la suite d'un traitement, en tant que désinfectant dans le réseau de distribution (présence intentionnelle) ou sous la forme d'un sous-produit (présence accidentelle) de la chloration de l'eau potable en présence d'ammoniac naturel. Étant donné que la monochloramine est plus stable et assure une désinfection de plus longue durée, elle est couramment utilisée dans les réseaux de distribution, tandis que le chlore offre une désinfection plus efficace de l'eau dans les usines de traitement de l'eau potable. Les chloramines ont aussi été utilisées dans les réseaux de distribution afin de réduire la formation de sous-produits de désinfection courants, comme les trihalométhanes et les acides haloacétiques. Cependant, les chloramines réagissent aussi avec la matière organique pour former d'autres sous-produits de désinfection.

Toutes les sources d'approvisionnement en eau potable devraient être désinfectées, sauf exemption spécifique de la part d'une autorité responsable. La désinfection est une composante essentielle du traitement de l'eau potable publique; les risques pour la santé associés aux sous-produits de désinfection sont beaucoup moins importants que les risques que présente la consommation d'une eau qui n'a pas été adéquatement désinfectée. Au Canada, la concentration résiduelle en chloramines de la plupart des sources d'approvisionnement en eau potable est inférieure à 4 mg/L dans le réseau de distribution.

Le présent document technique porte sur les effets sur la santé d'une exposition aux chloramines présentes dans les sources d'approvisionnement en eau potable et tient compte du goût et de l'odeur que ces substances confèrent à l'eau. Il ne constitue pas un examen des avantages de la chloration ou des procédés utilisés, ni une évaluation des risques pour la santé d'une exposition aux sous-produits issus de la chloration.

À sa réunion de l'automne 2017, le CEP a examiné le présent document technique sur les chloramines et en a approuvé la diffusion à des fins de consultation publique.

2.1 Effets sur la santé

Le Centre International de Recherche sur le Cancer et l'U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) ont déterminé que la monochloramine était « inclassable » quant à sa cancérogénicité pour l'humain en raison de données insuffisantes chez les animaux et les humains. On ne dispose pas de renseignements suffisants sur la dichloramine et la trichloramine pour établir un lien quelconque avec des effets indésirables sur la santé chez les animaux ou les humains. Ces formes sont en outre moins souvent décelées dans l'eau potable. Les études ont conclu à un effet minime ou nul chez les humains et les animaux après ingestion de monochloramine dans l'eau potable, l'effet le plus important étant une diminution du gain pondéral chez les animaux. Cet effet est toutefois dû à une consommation d'eau réduite en raison d'une aversion gustative.

2.2 Exposition

L'exposition des humains aux chloramines découle essentiellement de la présence de ces substances dans l'eau potable traitée, la monochloramine constituant ordinairement la chloramine prédominante. On ne prévoit aucune absorption par voie cutanée ou par inhalation découlant de la présence de monochloramine et de dichloramine dans l'eau potable. La trichloramine présente dans l'eau potable pourrait toutefois être absorbée par inhalation, car elle est relativement instable dans l'eau et n'est formée que dans des conditions précises (à des rapports chlore:ammoniac très élevés ou à de faibles pH), qui sont peu probables dans l'eau potable traitée. Par conséquent, l'exposition aux chloramines par inhalation et par voie cutanée pendant la douche et le bain devrait être négligeable.

2.3 Analyse et traitement

Bien qu'il n'existe pas de méthodes approuvées par l'U.S. EPA de mesure directe des chloramines, plusieurs méthodes permettent de mesurer le chlore total et le chlore libre. Les résultats obtenus à l'aide de ces méthodes peuvent être utilisés pour calculer les concentrations de chlore combiné (ou chloramines). Cependant, il est aussi important de déterminer les concentrations de chloramines organiques afin de ne pas surestimer le désinfectant résiduel.

Dans les usines de traitement municipales, un changement de désinfectant (par exemple, le remplacement du désinfectant résiduel par des chloramines) peut avoir une incidence sur la qualité de l'eau. Lorsqu'ils envisagent une conversion en chloramine, les services publics devraient évaluer les effets sur la qualité de l'eau et les matériaux de construction du réseau, notamment le risque de corrosion, de nitrification et de formation de sous-produits de désinfection.

Des chloramines peuvent être présentes dans l'eau potable à l'usine de traitement, dans le réseau de distribution et dans le réseau de plomberie des bâtiments. Pour les consommateurs qui trouvent désagréable le goût des chloramines, il existe des dispositifs de traitement qui peuvent réduire les concentrations de chloramines dans l'eau potable. Il n'est toutefois pas recommandé d'éliminer le désinfectant résiduel.

2.4 Considérations internationales

Les recommandations, normes et / ou directives relatives à la qualité de l'eau potable établies par des gouvernements étrangers ou des agences internationales peuvent varier en raison des connaissances scientifiques disponibles au moment de l'évaluation, ainsi que de l'utilisation de différentes politiques et approches, telles que le choix d'une étude clé, et l'utilisation de taux de consommation, de poids corporels et de facteurs d'attribution différents.

Plusieurs organismes ont établi des lignes directrices ou adopté des règlements sur les chloramines dans l'eau potable, tous fondés sur la même étude, qui n'a pas constaté d'effets sur la santé à la plus forte dose administrée.

L'U.S. EPA, qui reconnaît les avantages que présentent l'ajout en continu d'un désinfectant et le maintien d'une concentration résiduelle afin de contrôler les pathogènes présents dans le réseau de distribution, a fixé la concentration maximale de désinfectant résiduel à 4 mg/L pour la chloramine. L'Organisation mondiale de la santé et le National Health and Medical Research Council d'Australie ont tous deux établi une recommandation de 3 mg/L pour l'eau potable.

3.0 Application de la recommandation

Remarque : Il est conseillé de demander des indications précises concernant la mise en œuvre des recommandations pour l'eau potable auprès des autorités compétentes du territoire visé.

Des chloramines se forment lorsque du chlore et de l'ammoniac se combinent dans l'eau; il s'agit de ces trois espèces chimiques : la monochloramine (NH_2Cl), la dichloramine (NHCl_2) et la trichloramine (NCl_3). Les quantités relatives formées dépendent de nombreux facteurs, dont le pH, le rapport chlore:ammoniac ($\text{Cl}_2:\text{NH}_3$), la température et le temps de contact. Lorsque des chloramines sont utilisées comme désinfectant dans les réseaux d'eau potable, l'espèce recherchée est la monochloramine. Si les procédés de traitement sont optimisés pour assurer la stabilité de la monochloramine (rapport massique $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ de 4,5:1 à 5:1, $\text{pH} > 8,0$), presque toutes les chloramines se présentent sous forme de monochloramine. Étant donné que des chloramines peuvent aussi se former lorsque de l'ammoniac est présent dans la source d'eau, les usines de traitement devraient caractériser leur source d'eau afin de déceler la présence d'ammoniac et d'évaluer la variabilité des concentrations. Lorsqu'ils envisagent une conversion du chlore en chloramine, les services publics devraient évaluer les effets sur la qualité de l'eau et les matériaux de construction du réseau, notamment le risque de corrosion, de nitrification et de formation de sous-produits de désinfection.

Le maintien d'un niveau adéquat de désinfectant résiduel réduit au minimum la recroissance bactérienne dans le réseau de distribution et assure une concentration de chloramine mesurable; une baisse rapide des concentrations de monochloramine, indiquant un changement imprévu dans la qualité de l'eau, peut ainsi être détectée plus rapidement. Les exigences précises relatives aux concentrations résiduelles de chloramines sont établies par l'autorité réglementaire et peuvent varier selon les territoires. La monochloramine, utilisée comme désinfectant secondaire, devrait être appliquée de manière qu'une concentration résiduelle stable soit maintenue dans tout le réseau de distribution. La quantité appropriée de désinfectant nécessaire pour maintenir la qualité de l'eau dans le réseau de distribution dépend, entre autres facteurs, des caractéristiques du réseau, des espèces de bactéries, de la présence de biofilms, de la température, du pH ainsi que de la quantité de matières biodégradables contenues dans l'eau traitée. Les services publics devraient savoir qu'une concentration résiduelle minimale cible de chloramines, c'est-à-dire une concentration « détectable », n'est pas suffisante pour limiter efficacement la croissance bactérienne dans le réseau. Une surveillance régulière de la qualité de l'eau du réseau (concentration résiduelle de désinfectant, indicateurs microbiens, turbidité et pH) et la mise en place de programmes d'opération et d'entretien (nettoyage des canalisations principales, contrôle des jonctions fautives, remplacements et réparations) permettent de minimiser la dégradation de la qualité de l'eau potable pendant le transport.

(concentration de référence), les installations de stockage, en amont et en aval des stations auxiliaires, les zones de faible débit ou de séjour prolongé de l'eau, les zones de pression variable, les zones mixtes (eau mélangée) et les zones comportant des conduites de divers diamètres et composées de divers matériaux. Certains services publics devraient aussi envisager d'augmenter la fréquence des échantillonnages pendant les mois chauds. Le ciblage d'un plus grand nombre d'emplacements éloignés et le prélèvement d'un nombre réduit d'échantillons ou le prélèvement d'un plus grand nombre d'échantillons à un plus petit nombre d'emplacements peuvent se révéler une stratégie utile pour obtenir une évaluation plus représentative des concentrations résiduelles et déceler les zones problématiques. La démarche idéale pour la mesure des concentrations résiduelles consiste à utiliser des prises d'échantillonnage réservées à cette fin, les robinets des consommateurs pouvant être utilisés comme autre point d'échantillonnage. En l'absence d'accès à des robinets appropriés, on peut utiliser les bornes d'incendie, mais il peut alors être difficile d'obtenir des échantillons représentatifs. D'autres échantillons peuvent être prélevés à des fins d'enquête. Il est aussi important de recourir à des opérateurs bien formés dans l'utilisation des méthodes d'essai sur le terrain pour la mesure du chlore libre et du chlore total afin de garantir l'exactitude des mesures.

Les paramètres opérationnels (y compris le pH de l'eau traitée, le chlore libre, l'ammoniac libre, la température, le carbone organique total et l'alcalinité) devraient être surveillés à l'usine de traitement lorsque des chloramines sont utilisées. Il est également recommandé d'analyser au moins chaque semaine l'eau à la sortie de l'usine de traitement et dans tout le réseau de distribution afin de déterminer si elle contient des nitrites et de l'ammoniac. Il faudrait aussi analyser la teneur en nitrites chaque semaine dans les installations de stockage et dans les zones de faible débit et de séjour prolongé de l'eau afin de surveiller la nitrification. Les services publics devraient en outre surveiller chaque semaine la présence d'ammoniac libre à la sortie des réservoirs et dans les zones où l'eau est retenue pendant de longues périodes (p. ex., culs-de-sac). Des changements dans les tendances des paramètres de nitrification à l'intérieur du réseau de distribution (concentrations résiduelles de chlore total, nitrites et nitrates) devraient dicter une surveillance plus fréquente de l'ammoniac libre. Les services publics qui prennent des mesures préventives exhaustives et dont les données de référence indiquent qu'aucune nitrification ne se produit dans le réseau peuvent réduire la fréquence de la surveillance de l'ammoniac libre et des nitrites. Une numération sur plaque des bactéries hétérotrophes au moins une fois par mois constitue aussi un outil utile pour évaluer la qualité de l'eau du réseau.

De plus amples renseignements sur la surveillance des nitrites et de l'ammoniac et la numération sur plaque des bactéries hétérotrophes (NBH) sont présentés dans les documents techniques sur les nitrates et les nitrites et l'ammoniac et dans le document de conseils sur l'utilisation de la NBH dans les sources d'approvisionnement canadiennes en eau potable.

mais elles seraient alors attribuables à des variations de la qualité de l'eau brute (p. ex., variations du pH) ou de variations accidentelles du rapport $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ (Nakai et coll., 2000; Valentine, 2007).

On peut trouver des chloramines (monochloramine, dichloramine et trichloramine) dans d'autres milieux que l'eau potable. Dans les piscines, par exemple, ce sont des sous-produits de désinfection (SPD) accidentellement formés par la décomposition, par le biais de la chloration, des précurseurs de l'azote organique, comme l'urée, la créatinine et les acides aminés, qui sont excrétés par les humains (p. ex., sueur, matières fécales, squames cutanées, urine) (Li et Blatchley, 2007; Blatchley et Cheng, 2010; Lian et coll., 2014).

Des chloramines sont aussi formées lorsque les effluents d'eaux usées ou les eaux de refroidissement sont traités au moyen de chlore (U.S. EPA, 1994a). Dans l'industrie alimentaire, elles peuvent résulter de la réaction entre des composés d'hypochlorite et d'azote provenant des protéines libérées par les végétaux ou les animaux (Massin et coll., 2007). À la maison, des vapeurs de chloramine (une combinaison de monochloramine et de dichloramine formant un gaz délétère) peuvent être produites lorsque du javellisant et de l'ammoniac sont accidentellement mélangés à des fins de nettoyage (Gapany-Gapanavicius et coll., 1982).

4.1 Devenir dans l'environnement

Étant donné que les chloramines sont surtout présentes en phase aqueuse, leur devenir dans l'environnement sera dicté par les processus propres à ce milieu.

L'autodécomposition de la monochloramine dans l'eau dépend de nombreux facteurs (Wilczak et coll., 2003b); le taux de décomposition augmentera avec la température, la teneur en carbone inorganique, le rapport $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ et la concentration initiale de chloramines ainsi qu'avec une baisse du pH. Vikesland et coll. (2001), qui ont mené des essais de décomposition, ont indiqué qu'à un pH de 7,5, la demi-vie de la monochloramine était de plus de 300 h à 4 °C et tombait à 75 h à 35 °C. L'autodécomposition de la monochloramine aqueuse en dichloramine se fera de l'une ou l'autre des façons suivantes : hydrolyse et dismutation catalysée par un acide, deux processus décrits dans Wilczak et coll. (2003b).

Lorsque le pH est neutre, la trichloramine dans l'eau se décomposera lentement par autocatalyse pour former de l'ammoniac et du HOCl (U.S. EPA, 1994a). La trichloramine présente une solubilité limitée. Comme elle est extrêmement volatile, elle se volatiliserait dans l'atmosphère (U.S. EPA, 1994b; Environnement Canada et Santé Canada, 2001). Les propriétés physico-chimiques indiquées au tableau 1 montrent en revanche que la monochloramine et la dichloramine sont très solubles dans l'eau et peu volatiles.

4.1.1 Effets des chloramines sur la vie aquatique

Les chloramines pénètrent dans l'environnement aquatique canadien lors du rejet d'eaux usées municipales (73 %) et du rejet d'eau potable (14 %) ou en provenance d'autres sources mineures (Pasternak et coll., 2003). Le rejet d'eau chloraminée (chlore total = 2,53 mg/L et 2,75 mg/L) à la suite du bris d'une canalisation d'eau potable aurait été à l'origine de deux cas de mortalité massive de poissons dans le bassin du cours inférieur du Fraser (Nikl et Nikl, 1992). Pour atténuer l'incidence du chlore ou des chloramines, les propriétaires d'aquarium doivent assurer une bonne aération et désactiver le chlore et les chloramines (Roberts et Palmeiro, 2008).

4.2 Terminologie

Cette section définit quelques termes pertinents utilisés dans le présent document; les définitions sont adaptées à partir de celles de l'American Water Works Association (AWWA, 1999; Symons et coll., 2000) :

- *Chlore total* : ensemble des espèces chimiques renfermant du chlore à l'état oxydé. Correspond habituellement à la somme du chlore libre et du chlore combiné présents dans l'eau.
- *Chlore libre* : quantité de chlore présent dans l'eau sous forme de gaz dissous (Cl_2), d'acide hypochloreux (HOCl) et/ou d'ion hypochlorite (OCl^-) qui n'est pas lié à l'ammoniac ni à d'autres composés.
- *Chlore combiné* : somme des espèces chimiques produites par la réaction du chlore libre avec l'ammoniac (NH_3), dont la monochloramine (NH_2Cl), la dichloramine (NHCl_2) et la trichloramine (ou trichlorure d'azote, NCl_3).
- *Concentration résiduelle de chlore* : concentration des espèces chimiques chlorées présentes dans l'eau après que la demande en oxydant a été satisfaite.
- *Désinfection primaire* : utilisation d'un désinfectant à l'usine de traitement de l'eau potable visant principalement à inactiver les pathogènes microbiens.
- *Désinfection secondaire* : utilisation d'un désinfectant après la désinfection primaire, soit à la sortie de l'usine de traitement, soit dans le réseau de distribution, dans le but principalement de maintenir une concentration résiduelle de désinfectant dans l'ensemble du réseau.

4.3 Composition chimique en milieu aqueux

La chloramination vise à maximiser la formation de monochloramine, à réduire au minimum la teneur en ammoniac libre et à prévenir la formation excessive de dichloramine et la chloration au point critique. La formation de chloramines est régie par les réactions de l'ammoniac (oxydé) et du chlore (réduit); leur spéciation est principalement déterminée par le pH et le rapport pondéral $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$. La vitesse de formation de la monochloramine dépend du pH, de la température et du rapport pondéral $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$. Un rapport pondéral idéal de 4,5:1–5:1 contribuera à réduire la teneur en ammoniac libre et le risque de nitrification (AWWA, 2006b).

La courbe de chloration avec point critique peut être utilisée pour illustrer le rapport pondéral idéal auquel la production de monochloramine peut être maximisée. Lorsqu'un service public souhaite produire de la monochloramine, il devrait déterminer expérimentalement le rapport au point critique pour chaque approvisionnement (Hill et Arweiler, 2006). La figure 1 ci-dessous montre la courbe idéalisée au point critique à un pH situé entre 6,5 et 8,5 (Griffin et Chamberlin, 1941; Black and Veatch Corporation, 2010). Au départ, de la monochloramine se forme et, une fois que le rapport pondéral $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ dépasse 5:1, la production de monochloramine diminue parce qu'il n'y a pas d'ammoniac libre disponible pour réagir avec le chlore libre qui est ajouté. La réaction du chlore libre avec la monochloramine entraîne la formation de dichloramine. Lorsque des rapports pondéraux $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ suffisamment élevés sont atteints, il se produit une chloration au point critique. La courbe avec point critique est caractérisée par une forme « en bosse et en creux » (figure 1). La dichloramine subit une série de réactions de décomposition et d'oxydation pour former des produits azotés, dont de l'azote, des nitrates, du gaz d'oxyde nitreux et du monoxyde d'azote (AWWA, 2006b). La trichloramine, ou trichlorure d'azote, est un produit intermédiaire formé pendant la décomposition complète des chloramines. Sa formation dépend du pH et du rapport pondéral $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ et peut survenir après le point critique (Kirmeyer et coll., 2004; Hill et Arweiler, 2006; Randtke, 2010).

Après le point critique, le chlore libre est la forme prédominante de chlore résiduel, et non la monochloramine. Cependant, la vitesse de réaction de la chloration au point critique est déterminée par la formation de monochloramine et la vitesse de formation et de décomposition de la dichloramine et de la trichloramine, réactions qui dépendent fortement du pH. Le rapport

pondéral théorique $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ pour la chloration au point critique est de 7,6:1; cependant, le rapport réel $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ varie de 8:1 à 10:1, selon le pH, la température et la présence d'agents réducteurs. La présence de fer, de manganèse, de sulfure et de composés organiques crée une demande en chlore, c'est-à-dire qu'ils entrent en concurrence avec le chlore libre ajouté, ce qui peut limiter la quantité de chlore disponible pour réagir avec l'ammoniac (Kirmeyer et coll., 2004; AWWA, 2006b; Muylwyk, 2009). Il est donc important que chaque service public produise expérimentalement une courbe avec point critique propre au site. On a par ailleurs observé qu'un passage périodique au chlore (chloration au point critique) pour assurer un contrôle saisonnier de la nitrification augmente la production de SPD, comme les trihalométhanes (chloroforme) (Vikesland et coll., 2006; Rosenfeldt et coll., 2009). Cependant, Rosenfeldt et coll. (2009) ont également constaté que le rinçage constituait une mesure efficace d'atténuation.

Des systèmes automatisés peuvent être utilisés pour surveiller et maintenir le rapport pondéral. Hutcherson (2007) a indiqué que l'application d'une commande logique programmable et d'une interface homme-machine avait fourni une stratégie intuitive et efficace de dosage pour Newport Beach, en Californie. Le rapport pondéral idéal de 5:1 a été maintenu et surveillé nuit et jour. Au moment de la publication du rapport, le système était en usage depuis deux ans et avait donné d'excellents résultats.

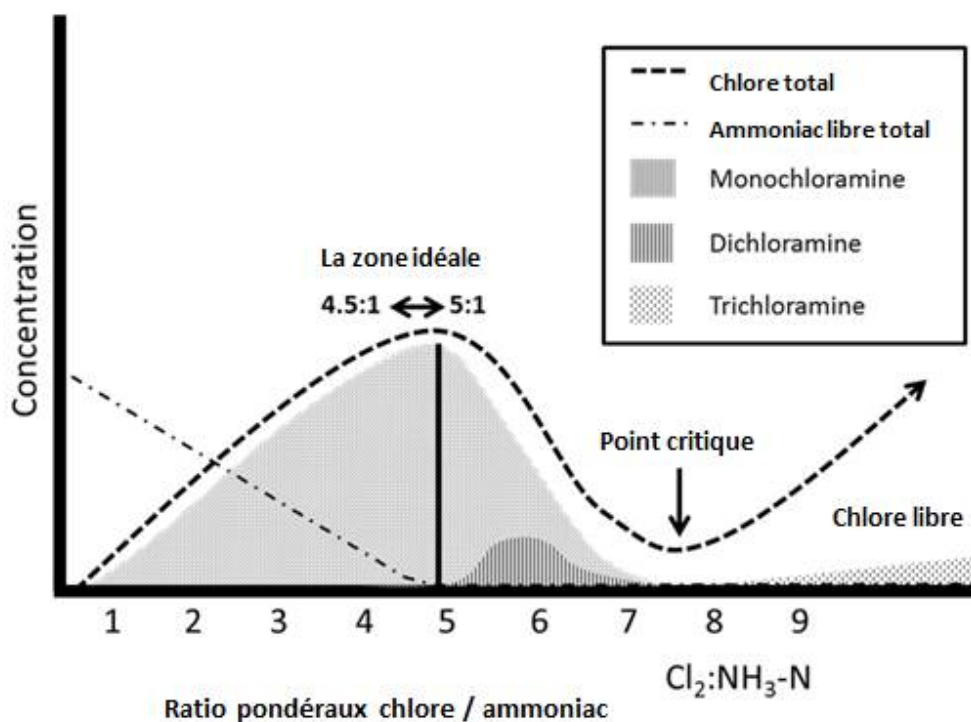


Figure 1 : Courbe idéalisée de chloration avec point critique (modélisée d'après Griffin et Chamberlin [1941] et Black and Veatch Corporation [2010])

4.4 Application au traitement de l'eau potable

Le présent document technique concerne les effets sur la santé de l'exposition aux chloramines dans les sources d'approvisionnement en eau potable, formées intentionnellement comme désinfectants secondaires, ou accidentellement, comme sous-produits de la chloration. Il ne constitue pas un examen des avantages de la chloramination ou des procédés utilisés, ni une

évaluation des risques pour la santé d'une exposition aux sous-produits issus de la chloramination.

4.4.1 *Utilisation des chloramines dans le traitement de l'eau*

Les mécanismes par lesquels la monochloramine inactive les organismes microbiologiques ne sont pas bien compris (Jacangelo et coll., 1991; Coburn et coll., 2016). On a avancé que le chlore libre et les chloramines réagissent avec différents groupes fonctionnels de la membrane cellulaire (LeChevallier et Au, 2004). Le mode d'action proposé de la monochloramine est l'inhibition des processus induits par des protéines, comme le transport de substrat par les bactéries, la respiration et la déshydrogénation du substrat (Jacangelo et coll., 1991; Coburn et coll., 2016). Les expériences réalisées avec des bactéries ont indiqué que la monochloramine était particulièrement réactive avec les acides aminés contenant du soufre (LeChevallier et Au, 2004; Rose et coll., 2007). La monochloramine ne causait pas de graves dommages à la membrane cellulaire et ne réagissait pas fortement avec les acides nucléiques. La monochloramine est un réactif plus sélectif que le chlore libre et semble avoir une action plus subtile aux concentrations présentes dans l'eau potable (Jacangelo et coll., 1991). L'inactivation au moyen de monochloramine semble nécessiter des réactions à plusieurs sites sensibles (Jacangelo et coll., 1991). Il faudra mener d'autres recherches pour mieux comprendre le processus qui sous-tend la désinfection aux chloramines.

4.4.2 *Désinfection primaire*

La désinfection primaire consiste à utiliser un désinfectant à l'usine de traitement de l'eau potable dans le but premier d'inactiver les agents pathogènes microbiens.

La monochloramine est beaucoup moins réactive que le chlore libre, possède un pouvoir de désinfection plus faible et n'est généralement pas utilisée comme désinfectant primaire parce que des valeurs CT^1 extrêmement élevées sont nécessaires pour atteindre le même niveau d'inactivation que le chlore libre (Jacangelo et coll., 1991, 2002; Taylor et coll., 2000; Gagnon et coll., 2004; LeChevallier et Au, 2004; Rose et coll., 2007; Cromeans et coll., 2010).

4.4.3 *Désinfection secondaire*

L'eau traitée peut subir une désinfection secondaire au moment où elle quitte l'usine de traitement ou aux points de rechloration répartis sur l'ensemble du réseau de distribution. Cette désinfection sert à introduire et à maintenir une concentration résiduelle de chlore dans le réseau de distribution de l'eau potable.

La concentration résiduelle de désinfectant offre essentiellement une protection contre la recroissance microbienne (LeChevallier et Au, 2004). Elle peut aussi servir à déceler les changements dans la qualité de l'eau. Une baisse de la concentration résiduelle peut être une indication d'un mauvais fonctionnement du procédé, d'un traitement inadéquat ou d'une perte d'intégrité du réseau de distribution (LeChevallier, 1998; Haas, 1999; Santé Canada, 2012a, 2012b).

La monochloramine réagit plus lentement et, dans l'eau potable traitée, peut assurer une concentration résiduelle de désinfectant plus stable et plus durable dans le réseau de distribution

¹ Mesure de l'efficacité chimique en tant que désinfectant; correspond à la concentration résiduelle d'un désinfectant exprimée en mg/L (C), multipliée par le temps de contact du désinfectant, mesuré en minutes (T).

(Jacangelo et coll., 1991; U.S. EPA, 1999; LeChevallier et Au, 2004; Cromeans et coll., 2010). Cependant, les concentrations résiduelles de chlore combiné sont moins efficaces en tant qu'indicateurs d'épisodes de contamination potentielle après traitement que les concentrations de chlore libre. Une baisse dans les mesures de chlore combiné peut ne pas toujours être assez marquée pour avertir les services publics d'un problème de contamination dans le réseau de distribution (Snead et coll., 1980; Wahman et Pressman, 2015). Une diminution des concentrations résiduelles peut aussi être attribuable à une nitrification, et non à une contamination post-traitement (Wahman et Pressman, 2015). La surveillance des concentrations résiduelles de désinfectant devrait être effectuée parallèlement à la vérification d'autres paramètres, dans le cadre de programmes plus larges d'assurance de la qualité microbiologique et de contrôle de la nitrification.

Les chloramines organiques n'ont que peu ou pas de pouvoir désinfectant (Feng, 1966; Donnermair et Blatchley, 2003). Dans le cadre d'expériences en laboratoire, Lee et Westerhoff (2009) ont montré que les chloramines organiques représentaient une plus grande proportion des concentrations résiduelles de chlore dans les réseaux où les chloramines étaient formées par l'ajout d'ammoniac après un temps de contact de 10 min avec du chlore libre que dans ceux où de la monochloramine déjà formée était utilisée. Les chloramines organiques se forment plus rapidement en présence de chlore libre qu'en présence de monochloramine. Cependant, comme il est de pratique courante d'assurer un court temps de contact suivi de l'ajout d'ammoniac, le risque de formation de chloramines organiques est un enjeu important.

4.4.4 Formation de sous-produits chloraminés de désinfection

Les chloramines sont souvent utilisées pour répondre aux exigences relatives aux SPD, en particulier les AHA et les THM; cependant, elles réagissent aussi avec la matière organique naturelle (MON) pour former d'autres SPD, comme des sous-produits de désinfection iodés (SPD-I) et des nitrosamines (Richardson et Ternes, 2005; Charrois et Hrudey, 2007; Hua et Reckhow, 2007; Richardson et coll., 2008; Nawrocki et Andrzejewski, 2011). De l'hydrazine peut aussi être formée à la suite de réactions abiotiques entre l'ammoniac et la monochloramine (Najm et coll., 2006).

Les SPD-I se forment plus facilement dans les réseaux chloraminés. La monochloramine oxyde rapidement l'iodure en acide hypo-iodeux, mais la réaction avec la MON est lente, ce qui laisse suffisamment de temps pour que des SPD-I se forment (Singer et Reckhow, 2011). Le chlore et l'ozone peuvent aussi oxyder l'iodure en acide hypo-iodeux; cependant, étant donné que l'iodure est ensuite oxydé en iodate, les SPD-I ne sont produits qu'à l'état de trace ou en quantités minimales (Hua et Reckhow, 2007). Dans des expériences en laboratoire au moyen d'eau brute simulée, Pan et coll. (2016) ont découvert que l'eau chloraminée formait des SPD-I plus polaires que l'eau traitée au dioxyde de chlore ou au chlore. Les auteurs ont aussi constaté que lorsque le pH augmentait (de 6 à 9), la formation de SPD-I polaires diminuait. Il a été démontré que les facteurs influant sur la qualité de l'eau, comme le pH et les rapports de carbone organique dissous, d'iodure et de bromure, jouent un rôle important dans la détermination des espèces et l'abondance des trihalométhanes iodés formés dans les conditions caractéristiques de l'eau potable (Jones et coll., 2012).

La N-nitrosodiméthylamine (NDMA) est un sous-produit qui contient de l'azote et qui peut se former lors du traitement de l'eau potable, particulièrement durant le traitement aux chloramines et, dans une plus faible mesure, pendant la chloration (Richardson et Ternes, 2005; Charrois et Hrudey, 2007; Nawrocki et Andrzejewski, 2011). Pour contrôler la formation de NDMA, il faut d'abord et avant tout limiter ses précurseurs, notamment la dichloramine;

l'optimisation et le contrôle de l'ammoniac libre jouent donc un rôle important pour prévenir la formation de NDMA (Santé Canada, 2011). Par ailleurs, Krasner et coll. (2015) ont montré que plusieurs technologies de pré-oxydation permettaient de détruire efficacement les précurseurs de la NDMA provenant du bassin versant (ozone > chlore > UV moyenne pression > UV basse pression > permanganate). Uzen et coll. (2016) ont observé que les facteurs propres au site, comme les réservoirs en amont, le rejet d'eaux usées et les conditions de mélange, pouvaient avoir un effet sur le potentiel de formation de NDMA et estiment que ces facteurs devraient être caractérisés pour chaque emplacement. Une description plus détaillée des précurseurs et des options de traitement est présentée dans ce rapport (Krasner et coll., 2015; Uzen et coll., 2016). Les polymères cationiques qui renferment du chlorure de diallyldiméthylammonium, utilisés dans le traitement de l'eau, peuvent aussi agir comme source de précurseurs de la NDMA (Wilczak et coll., 2003a).

Dans certaines conditions, de l'hydrazine peut se former au cours d'une réaction entre l'ammoniac et la monochloramine. Najm et coll. (2006) ont constaté qu'à de faibles concentrations d'ammoniac libre-azote (< 0,5 mg/L) et à un pH < 9, moins de 5 ng/L d'hydrazine étaient formés, mais qu'une hausse des concentrations d'ammoniac ou du pH augmentait aussi la formation d'hydrazine. Davis et Li (2008) ont obtenu 13 échantillons de six réseaux d'eau potable traitée aux chloramines et trouvé de l'hydrazine à des concentrations supérieures au seuil de détection de 0,5 ng/L dans 7 échantillons (0,53 à 2,5 ng/L). On a constaté que la formation d'hydrazine était la plus importante lorsque les procédés de traitement présentaient un pH élevé (adoucissement à la chaux). Plusieurs procédés de traitement réduisent la formation d'hydrazine, y compris celui qui consiste à retarder la chloramination jusqu'à ce que le pH soit ajusté (étape de recarbonation) et à gérer le rapport $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ de manière à réduire la concentration d'ammoniac libre (Najm et coll., 2011).

4.4.5 Goût et odeur

Les chloramines ont été décrites comme suit : profil aromatique semblable au chlore, goût de moisi et de craie, ammoniac, goût salé, consistance savonneuse-visqueuse, goût aigre, goût amer, sécheresse de la bouche. Il est intéressant de noter que la trichloramine a aussi été décrite comme ayant une odeur semblable à celle du géranium (White, 1972). Les préoccupations des consommateurs à l'égard des chloramines dans l'eau potable sont souvent liées aux problèmes de goût et d'odeur, bien que le goût et l'odeur des chloramines soient généralement moins perceptibles et moins désagréables que ceux du chlore libre. L'espèce principale de chloramine, la monochloramine, ne contribue ordinairement pas de façon importante au goût et à l'odeur indésirables de l'eau potable lorsque les concentrations ne dépassent pas 5 mg/L (Kirmeyer et coll., 2004). La dichloramine et la trichloramine sont davantage susceptibles de susciter des plaintes, en particulier si elles représentent plus de 20 % de la concentration de chloramines dans l'eau potable (Mallevalle et Suffett, 1987).

Plusieurs études menées auprès de groupes ou de volontaires visant à déterminer les seuils d'acceptabilité du goût et de l'odeur des chloramines dans l'eau ont montré que ces paramètres étaient très subjectifs. Krasner et Barrett (1984) ont effectué une analyse de régression linéaire des données compilées auprès d'un groupe qualifié formé de personnes modérément à fortement sensibles et établi un seuil d'acceptabilité du goût de 0,48 mg/L et un seuil d'acceptabilité de l'odeur de 0,65 mg/L pour la monochloramine. Seules les personnes les plus sensibles pouvaient déceler la monochloramine à une concentration de 0,5 à 1,5 mg/L (Krasner et Barrett, 1984). En revanche, un seuil d'acceptabilité du goût de 3,7 mg/L a été établi chez des volontaires non qualifiés choisis dans la population (Mackey et coll., 2004). De même, White (1992) a constaté

que des concentrations de 3 mg/L, voire de 5 mg/L, de monochloramine dans l'eau potable étaient peu susceptibles de susciter des plaintes pour ce qui est du goût et de l'odeur. Lubbers et Bianchine (1984) ont observé une grande variabilité dans la perception individuelle du goût des chloramines. Bien qu'une dose de 24 mg/L soit considérée légèrement (6/10) à très (2/10) déplaisante par la plupart des volontaires (n = 10), un sujet n'a pu déceler de goût et un autre n'a pas trouvé le goût désagréable.

La présence de dichloramine et de trichloramine a toutefois été décelée à des concentrations beaucoup plus faibles. Krasner et Barrett (1984) ont déterminé que les seuils d'acceptabilité du goût et de l'odeur de la dichloramine étaient de 0,13 mg/L et de 0,15 mg/L, respectivement. Aucun problème de goût et d'odeur n'était prévu lorsque la concentration de dichloramine était inférieure à 0,8 mg/L (White, 1992). Cependant, Krasner et Barrett (1984) ont estimé qu'une concentration de 0,5 mg/L constituait un seuil plus approprié puisqu'un goût et une odeur désagréables ont été observés à des concentrations de 0,9 à 1,3 mg/L et, dans une moindre mesure, à une concentration de 0,7 mg/L (Krasner et Barrett, 1984). Une concentration limite comparable pour ce qui est de l'odeur a été établie à 0,02 mg/L pour la trichloramine (White, 1972).

Les plaintes formulées au sujet du goût et de l'odeur devraient être contrôlées et suivies. Pour atténuer les problèmes de goût et d'odeur, les services publics peuvent adopter diverses stratégies opérationnelles pour réduire le temps de séjour de l'eau, la demande en désinfection, les problèmes hydrauliques (comme les culs-de-sac et les zones de faible débit), la croissance bactérienne et les problèmes de dosage (Kirmeyer et coll., 2004).

L'optimisation du traitement aux fins de la production de monochloramine réduit le potentiel de formation de dichloramine et de trichloramine, ce qui donne une eau pratiquement sans goût. Les réactions des chloramines avec des composés organiques présents dans l'eau peuvent favoriser la formation de sous-produits qui produisent aussi des goûts et des odeurs.

Les stratégies opérationnelles visant à réduire les goûts et les odeurs consistent à traiter l'eau afin d'éliminer les précurseurs de goûts et d'odeurs, à rincer le réseau de distribution et à réduire le temps de rétention et de séjour de l'eau dans le réseau de distribution. Lorsque la monochloramine est utilisée pour la désinfection secondaire, le principal enjeu est de protéger la santé publique en préservant l'innocuité microbiologique de la source d'approvisionnement en eau potable pendant la distribution.

Dans les études et les sondages disponibles (voir la section 9.0), rien n'indique qu'une exposition à la monochloramine aux concentrations utilisées pour la désinfection de l'eau potable aurait des effets nocifs sur la santé. Bien que les concentrations ordinairement présentes dans l'eau potable se situent dans des limites acceptables pour ce qui est du goût et de l'odeur, l'approvisionnement en eau peut être jugé plus ou moins acceptable, selon les sensibilités individuelles. Par ailleurs, lorsque des concentrations élevées de chloramines sont nécessaires pour maintenir des concentrations résiduelles efficaces de désinfectant dans l'ensemble du réseau de distribution, les seuils médians de détection du goût peuvent être dépassés. Il est donc important que les services publics qui envisagent une conversion à la monochloramine tiennent compte des problèmes potentiels de goût et d'odeur au moment de choisir des stratégies d'opération et de gestion.

La communication avec les consommateurs est un élément important de l'évaluation et de la promotion de l'acceptabilité de l'approvisionnement d'eau potable auprès du public. Les commentaires des consommateurs sur la qualité de l'eau potable constituent une importante source de données pour les services publics aux fins de l'évaluation de la qualité de l'eau distribuée aux résidences et aux entreprises. L'évaluation de l'acceptabilité de l'eau par les

consommateurs et la prise en compte des plaintes formulées sont aussi reconnues comme des éléments importants de la vérification de la qualité de l'eau dans le cadre d'une approche de planification de la salubrité de l'eau potable distribuée. On peut trouver ailleurs des documents d'orientation visant à aider les services publics à mettre au point des programmes de communication et de traitement des commentaires des consommateurs (Whelton et coll., 2007).

5.0 Exposition

On ne trouve pas de données environnementales sur les chloramines inorganiques présentes dans les sédiments, les sols et l'air ambiant (Environnement Canada et Santé Canada, 2001). L'eau potable est donc considérée comme la principale source d'exposition dans la présente évaluation.

5.1 Eau

Les chloramines sont habituellement mesurées en tant que chlore résiduel combiné, ce qui correspond à la différence entre le chlore résiduel total et le chlore résiduel libre. Cette méthode a des limites parce que la valeur du chlore combiné ne détermine pas les concentrations individuelles de monochloramine et de dichloramine dans l'eau potable et que la mesure du chlore libre n'est pas toujours précise en présence de fortes concentrations de chloramines. On peut réaliser la spéciation de chaque chloramine au moyen de procédures à étapes multiples, mais des interférences, comme des chloramines organiques, peuvent dans certains cas donner lieu à des mesures erronées (p. ex., surestimation des concentrations de monochloramine) (Lee et coll., 2007; Ward, 2013) (voir la section 6 pour plus de détails).

Des données provinciales limitées sont présentées au tableau 2. Généralement, les concentrations de chloramines ou de chlore combiné sont inférieures à 3 mg/L; seules quelques valeurs supérieures à 3 mg/L ont été signalées.

La Ville d'Ottawa (2017) utilise des chloramines pour la désinfection secondaire, et les résultats obtenus en 2016 montrent une concentration résiduelle moyenne de monochloramine de 1,62 mg/L (intervalle de 1,21 à 2,12 mg/L) pour l'usine de traitement Britannia et de 1,56 mg/L (intervalle de 1,21 à 2,03 mg/L) pour l'usine de traitement de l'île Lemieux. Les chloramines restantes mesurées (concentrations totales de dichloramine et de trichloramine) ne représentaient qu'une petite partie des concentrations résiduelles de chloramines pour chacune des deux usines de traitement (concentrations moyennes de 0,06 mg/L et de 0,12 mg/L, respectivement).

Tableau 2. Concentrations résiduelles de désinfectant dans les réseaux de distribution au Canada

Province (Année)	Nbre d'emplacements	Intervalle : min.–max. (Nbre de non-détections/nbre total d'échantillons)						
		Chlore			Chloramines			
		Total	Libre	Combiné	Chloramines	Monochloramine	Dichloramine	Trichloramine
NS ^e (2008– 2015)	39	---	---	---	< 0,00002– 1,75 mg/L (1/81)	< 0,1–0,1 mg/L (0/9)	< 0,1 (0/9)	< 0,1–0,4 mg/L (0/9)

Province (Année)	Nbre d'emplacements	Intervalle : min.–max. (Nbre de non-détections/nbre total d'échantillons)						
		Chlore			Chloramines			
		Total	Libre	Combiné	Chloramines	Monochloramine	Dichloramine	Trichloramine
QC ^f (2013–2015)	3 ^a	---	---	---	0,07–1,80 mg/L (0/7)	---	---	---
QC ^{f,j} (2013–2015)	5 ^b	0,01-4,6 mg/L (0/3432)	0–4,2 mg/L (544/3432)	---	0-3,24 mg/L (9/3432)	---	---	---
QC ^f (2013–2015)	11 ^c	0-7,05 mg/L (8/2924)	0-5,5 mg/L (239/2924)	---	0-2,47 mg/L (8/2924)	---	---	---
ON ^g (2012-2017)	108	---	---	0-2,64 mg/L (2/1500)	---	---	---	---
SK ^{d,h,j} (2006-2015)	18	0,62-3,24 mg/L (0/25)	0,01-1,18 mg/L (0/24)	---	0,01-3,9 mg/L (0/28)	1,28-3,11 mg/L (0/24)	---	---
BC ⁱ (2015)	37	0,01–1,86 ppm (10/1923)	0–0,97 ppm (10/1918)	---	---	0,6-1,51 mg/L (0/51)	0–0,7 µg/L (4/51)	---
BC ⁱ (2016)	37	0,03-1,89 ppm (0/1931)	0-0,93 ppm (11/1929)	---	---	0-1,3 mg/L (1/51)	0-0,61 µg/L (2/50)	---

^a Méthode non précisée; il est seulement indiqué qu'il s'agit de chloramines

^b réseau de distribution

^c à l'extrémité du réseau de distribution

^d SK : ces données ne font pas de distinction entre les concentrations résiduelles de chloramines après chloration ou chloramination intentionnelle de l'eau contenant des concentrations de fond d'ammoniac. En Saskatchewan, les chloramines sont permises en tant que désinfectants primaires pour les eaux souterraines véritables, mais ne sont généralement pas autorisées comme désinfectants primaires pour les eaux de surface et les eaux souterraines sous influence directe d'eaux de surface (Saskatchewan Water Security Agency, 2017)

^e Ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Écosse (2017)

^f Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec (2017)

^g Ministère de l'Environnement et du Changement climatique de l'Ontario (2017)

^h Agence de sécurité de l'eau de la Saskatchewan (Water Security Agency) (2017)

ⁱ Ministère de la Santé de la Colombie-Britannique (2017)

^j une seule occurrence de dépassement a été relevée dans l'ensemble de données.

5.2 Air

Des chloramines peuvent être présentes dans l'air ambiant des installations alimentaires qui utilisent généralement de grandes quantités de produits désinfectants. Ainsi, des concentrations totales de chloramines (principalement de la trichloramine) ont été mesurées dans l'air ambiant d'usines de transformation de salades de légumes (p. ex., 0,4 à 16 mg/m³; Hery et coll., 1998) et d'usines de transformation de la dinde (p. ex., concentrations moyennes de 0,6 à 1 mg/m³; Kiefer et coll., 2000).

5.3 Piscines et cuves thermales

Les chloramines sont présentes dans les piscines intérieures sous forme de SPD de la chloration. En raison de sa grande volatilité et de sa faible solubilité, la trichloramine est l'espèce prédominante dans l'atmosphère des piscines. De nombreux rapports font état des concentrations de trichloramine contenues dans l'atmosphère des piscines intérieures (y compris les centres aquatiques), les concentrations moyennes variant d'environ 114 µg/m³ à 670 µg/m³ (Carbonnelle et coll., 2002; Thickett et coll., 2002; Jacobs et coll., 2007; Dang et coll., 2010; Parrat et coll., 2012). Plusieurs facteurs influent sur les concentrations atmosphériques de trichloramine, notamment le nombre de baigneurs, les composés organiques (principalement de l'urine et de la sueur) introduits dans l'eau par les baigneurs, la ventilation ainsi que la température, la circulation et les mouvements de l'eau (éclaboussures, vagues, etc.) (Carbonnelle et coll., 2002; Jacobs et coll., 2007; Parrat et coll., 2012).

5.4 Exposition par voies multiples par l'eau potable

En raison de leurs caractéristiques physico-chimiques, la monochloramine et la dichloramine ne sont pas réputées contribuer à l'exposition par voie cutanée ou par inhalation, car les deux substances sont solubles dans l'eau, mais non volatiles (voir le tableau 1). En revanche, la trichloramine est très volatile et n'est pas soluble dans l'eau. La trichloramine est en outre relativement instable dans l'eau et n'est formée qu'au-delà du point critique (voir la figure 1) ou à un pH faible, conditions qui sont peu susceptibles de se présenter dans de l'eau potable traitée. Par conséquent, dans des conditions normales d'utilisation, le rapport de la trichloramine aux chloramines totales est très faible et ne devrait pas contribuer de façon importante à une exposition par voie cutanée ou par inhalation. L'exposition aux chloramines par inhalation et par voie cutanée pendant la douche et le bain devrait donc être négligeable.

6.0 Méthodes d'analyse

Il n'existe pas de méthodes approuvées par l'U.S. EPA pour la mesure directe des chloramines. Plusieurs méthodes approuvées par l'U.S. EPA permettent de mesurer le chlore total et le chlore libre (tableau 3). Le chlore libre est la somme des espèces chimiques chlorées qui ne contiennent pas d'ammoniac ou d'azote organique (Cl₂, HOCl, OCl⁻ et Cl₃⁻), tandis que le chlore combiné est la somme des espèces chimiques de chlore qui sont combinées à l'ammoniac (NH₂Cl, NHCl₂ et NCl₃) (Black and Veatch Corporation, 2010). Étant donné que le chlore total est souvent utilisé comme substitut du chlore combiné (chloramines), il est important de mesurer le chlore libre afin de valider son absence. Bien qu'il n'existe pas de méthode pour mesurer directement les chloramines, l'équation 1 ci-dessous montre comment on peut déterminer les chloramines en soustrayant le chlore libre du chlore total :

$$\text{Chlore combiné (chloramines)} = \text{Chlore total} - \text{Chlore libre} \quad (1)$$

Lorsque la colorimétrie à la DPD est utilisée, il est important que le personnel sur le terrain soit bien formé et puisse mesurer à la fois le chlore libre et le chlore total. On s'assure ainsi que de faux résultats positifs ne sont pas transmis par inadvertance (Spon, 2008). Les utilisateurs devraient consulter le fabricant au sujet des interférences liées à la méthode et à certaines substances et des mesures correctives qui peuvent devoir être prises. Bien qu'elles ne soient pas approuvées par l'U.S. EPA pour la mesure directe des espèces de chloramine, plusieurs méthodes (SM 4500 D, 4500 F et 4500 G) comportent des étapes additionnelles (au-delà de la mesure du chlore total, du chlore libre et du chlore combiné) qui peuvent être utilisées pour établir une distinction entre les diverses espèces de chloramine. La dichloramine et la trichloramine sont relativement instables, et les réactions de formation de ces substances n'aboutissent pas dans les conditions propres à l'eau potable (Black and Veatch Corporation, 2010). Des indications précises pour atténuer les effets des agents parasites (ainsi que les interférences des autres espèces de chlore) et optimiser la performance analytique (y compris l'utilisation de blancs réactif) et le temps de réaction pour une mesure exacte des échantillons sont présentées dans les documents portant sur la méthode d'analyse utilisée.

Tableau 3. Méthodes approuvées par l'U.S. EPA pour la mesure du chlore total, du chlore libre et du chlore combiné

Méthode (Référence)	Méthode	Concentration résiduelle mesurée (LDM)	Commentaires
ASTM D1253 (ASTM, 1986, 2003, 2008, 2014)	Titration ampérométrique	Total, libre, combiné (ND)	La réaction est plus lente à un pH > 8, et le pH doit être tamponné à 7. Une concentration maximale de 10 mg/L est recommandée. Interférences : ions cuivriques, cuivreux et argent; trichloramine; certains composés N-chloro; dioxyde de chlore; dichloramine; ozone; peroxyde; iode; brome; ferrate; acide de Caro.
SM 4500-C1 D (APHA et coll., 1995, 1998, 2000, 2005, 2012)	Titration ampérométrique	Total, libre, combiné (ND)	Une dilution est recommandée pour les concentrations supérieures à 2 mg/L. Interférences : trichloramine, dioxyde de chlore, halogènes libres, iodure, chloramines organiques, cuivre, argent. La monochloramine peut interagir avec le chlore libre, et la dichloramine, avec la monochloramine. La méthode peut aussi être utilisée pour caractériser les espèces (monochloramine et dichloramine).
SM 4500-C1 G (colorimétrie) (APHA et coll., 1995, 1998, 2000, 2005, 2012) SM 4500-C1 F (sulfate ferreux) (APHA et coll., 1995, 1998, 2000, 2005, 2012)	N,N-diéthyl-p-phénylènediamine (DPD)	Total, libre, combiné (10 µg/L) Total, libre, combiné (18 µg/L)	Interférences : manganèse oxydé, cuivre, chromate, iodure, chloramines organiques. La méthode peut aussi être utilisée pour caractériser les espèces (monochloramine, dichloramine et trichloramine) dans des conditions de laboratoire.
Hach 10260 rév. 1.0 (HACH, 2013)	DPD Chemkey	Total (0,04 mg/L), libre (0,04 mg/L), combiné (ND)	Interférences : acidité > 150 mg/L CaCO ₃ , alcalinité > 250 mg/L sous forme de CaCO ₃ fortement tamponné ou échantillons présentant des valeurs de pH extrêmes, brome, dioxyde de chlore, iode, ozone, chloramines organiques, peroxydes, manganèse oxydé, chrome oxydé.

ND : non disponible

Les chloramines organiques sont formées lorsque de l'azote organique dissous réagit avec du chlore libre ou des chloramines inorganiques (Lee et Westerhoff, 2009); ce sont des agents parasites connus dans les méthodes fondées sur l'ampérométrie et la colorimétrie à la DPD (APHA et coll., 2012). Wahman et Pressman (2015) ont souligné que les chloramines organiques pouvaient produire de faux positifs. Lee et Westerhoff (2009) ont estimé que les services publics sont susceptibles de surestimer les concentrations résiduelles d'environ 10 % en raison de l'interférence des chloramines organiques. De même, une étude réalisée sur un réseau de distribution en boucle par Gagnon et coll. (2008) a permis de déterminer que les chloramines organiques représentaient environ 10 à 20 % de la concentration résiduelle de chlore total dans un réseau chloraminé. On peut calculer la contribution des chloramines organiques à la concentration résiduelle de chlore total en soustrayant la concentration de monochloramine de cette concentration. Bien qu'elle ne soit pas approuvée par l'U.S. EPA à cette fin, la méthode à l'indophénol Hach 10241 (Hach, 2017), une méthode fondée sur la colorimétrie à la DPD, peut être utilisée pour mesurer la monochloramine. Cette méthode peut renseigner sur les opérations journalières en fournissant une approximation des chloramines organiques.

6.1 Échantillonnage

Les principaux points d'échantillonnage comprennent le point d'entrée dans le réseau de distribution (concentration de référence), les installations de stockage, en amont et en aval des stations auxiliaires, les zones de faible débit ou de séjour prolongé de l'eau, les zones de pression variable, les zones mixtes (eau mélangée) et les zones comportant des conduites de divers diamètres et composées de divers matériaux. La démarche idéale pour la mesure des concentrations résiduelles consiste à utiliser des prises d'échantillonnage réservées à cette fin (AWWA, 2013), les robinets des consommateurs pouvant être utilisés comme moyen de recharge. En l'absence d'accès à des robinets appropriés, on peut utiliser les bornes d'incendie pour l'échantillonnage et la mesure des concentrations résiduelles. Il peut toutefois être difficile de prélever un échantillon significatif à partir d'une borne d'incendie. L'U.S. EPA (2016a) a mis au point un manuel de pratiques exemplaires pour l'échantillonnage à partir de bornes d'incendie qu'on peut utiliser pour estimer le temps de rinçage nécessaire pour obtenir un échantillon représentatif. Alexander (2017) a recommandé de cibler des emplacements éloignés du réseau de distribution, suggérant qu'il était préférable de cibler un plus grand nombre d'emplacements et d'y prélever un plus petit nombre d'échantillons que de prélever davantage d'échantillons à un plus petit nombre d'emplacements et de recueillir des échantillons supplémentaires à des fins d'enquête. Une enquête sur les concentrations résiduelles de désinfectant à Flint, au Michigan, a révélé que le nombre de sites d'échantillonnage (10 sites) et leur emplacement étaient insuffisants. Ces quelques emplacements montraient des concentrations résiduelles de désinfectant (chlore) adéquates; cependant, lorsque le nombre de sites d'échantillonnage était augmenté et que ces sites étaient implantés à des endroits plus représentatifs (24 sites supplémentaires), les concentrations résiduelles de désinfectant se révélaient problématiques (Pressman, 2017). Bien que les concentrations résiduelles de chloramines s'épuisent moins rapidement dans le réseau de distribution, il demeure important de prévoir un ensemble suffisant et représentatif de sites d'échantillonnage. On peut trouver ailleurs des ressources présentant des approches pour la détermination du nombre de points d'échantillonnage et de leur emplacement aux fins de la surveillance des concentrations résiduelles de monochloramine dans le réseau de distribution (Louisiana Department of Health and Hospitals, 2016).

Alexander (2017) a souligné l'importance de techniques appropriées d'essai sur le terrain. Les fioles à échantillons peuvent être éraflées (pendant le transport en camion) ou souillées, ce qui

produit des mesures inexactes. Par ailleurs, les fioles en plastique favorisent la formation de fines bulles, qui peuvent être éliminées en retournant lentement l'échantillon. Il est important que les opérateurs soient conscients des défis que représente l'échantillonnage des concentrations résiduelles.

Les programmes d'échantillonnage devraient être examinés chaque année, et l'examen devrait comprendre une revue des données historiques, des profils de consommation d'eau et des changements dans ces profils ainsi que toute modification apportée au traitement de l'eau ou à l'opération du réseau de distribution (AWWA, 2013).

7.0 Considérations liées aux techniques de traitement et aux réseaux de distribution

Étant donné que les chloramines sont ajoutées à l'eau potable afin de maintenir des concentrations résiduelles dans les réseaux de distribution ou qu'elles sont formées en tant que sous-produits de la chloration de l'eau potable en présence d'ammoniac naturel, elles devraient être présentes dans l'eau potable à l'usine de traitement ainsi que dans les réseaux de distribution et les systèmes de plomberie.

7.1 Traitement à l'échelle municipale

La documentation indique que le CT exigé pour la monochloramine est beaucoup plus importante que pour le chlore libre pour obtenir des niveaux comparables d'inactivation des bactéries hétérotrophes, des bactéries *E. coli*, des bactéries nitrifiantes, des virus entériques et de la *Giardia* (LeChevallier et Au, 2004; Wojcicka et coll., 2007; Cromeans et coll., 2010; Santé Canada, 2012b, 2017, 2018a). Les valeurs CT indiquées montrent également qu'à l'instar du chlore libre, la monochloramine ne permet pas d'inactiver efficacement le *Cryptosporidium* (LeChevallier et Au, 2004; Santé Canada, 2017).

Compte tenu des avantages opérationnels d'une désinfection secondaire, les opérateurs devraient s'efforcer de maintenir des concentrations résiduelles stables de désinfectant dans l'ensemble du réseau. Une surveillance régulière de la qualité de l'eau du réseau de distribution (concentration résiduelle de désinfectant, indicateurs microbiens, turbidité et pH) et la mise en place de programmes d'opération et d'entretien (nettoyage des canalisations principales, contrôle des raccordements croisés, remplacements et réparations) permettent de réduire au minimum les pertes de qualité de l'eau potable pendant son transport.

7.1.1 Concentrations résiduelles de désinfectant et contrôle microbien

Pour limiter la recroissance de bactéries et la formation de biofilms, il faut prévoir une concentration résiduelle élevée et stable de désinfectant pouvant atteindre les extrémités du réseau de distribution. La quantité de désinfectant nécessaire pour maintenir la qualité de l'eau dépend des caractéristiques du réseau de distribution, des espèces de bactéries présentes, du type de désinfectant utilisé, de la température, du pH et de la quantité de matières organiques biodégradables contenues dans l'eau (Kirmeyer et coll., 2004). Lorsqu'ils appliquent de la monochloramine comme désinfectant, les services publics doivent connaître la concentration résiduelle cible de désinfectant et faire les ajustements nécessaires en fonction de la demande en monochloramine et la dégradation du désinfectant. Des manuels ont été élaborés pour guider les services publics d'approvisionnement en eau dans l'établissement d'objectifs de désinfection. Ces manuels recommandent aux services publics d'établir des concentrations résiduelles cibles

propres au réseau en fonction de leurs objectifs de qualité de l'eau et des caractéristiques du réseau et de s'assurer que les concentrations de chloramines à la sortie de l'usine de traitement sont suffisantes pour maintenir ces concentrations résiduelles cibles (Kirmeyer et coll., 2004; AWWA, 2006a). Des études à pleine échelle et en laboratoire ont été réalisées afin d'examiner la capacité des concentrations résiduelles de monochloramine à contrôler la formation de biofilms dans les réseaux de distribution d'eau potable. Camper et coll. (2003) ont observé qu'une concentration résiduelle de monochloramine de 0,2 mg/L ne contrôlait pas complètement la formation de biofilms sur des échantillons de résine époxyde, de fonte ductile, de chlorure de polyvinyle (PVC) ou de ciment. De même, Pintar et Slawson (2003) ont constaté que le maintien d'une faible concentration résiduelle de monochloramine de 0,2 à 0,6 mg/L ne permettait pas d'inhiber la formation de biofilms contenant des bactéries nitrifiantes et des bactéries hétérotrophes sur des échantillons de PVC. Wahman et Pressman (2015) ont remarqué que, lorsqu'on utilisait des chloramines inorganiques (monochloramine), une concentration « décelable » de chlore total n'était pas suffisante pour limiter efficacement la croissance bactérienne dans le réseau de distribution. Dans des études à pleine échelle menées par Norton et LeChevallier (1997) et Volk et LeChevallier (2000), on a examiné des échantillons d'eau provenant de réseaux d'eau potable dont les concentrations résiduelles de monochloramine étaient maintenues à plus de 1,0 mg/L. Le nombre de bactéries hétérotrophes et de bactéries coliformes était plus faible que dans les réseaux où les concentrations de monochloramine étaient plus basses. Dans des expériences en laboratoire, une concentration résiduelle de monochloramine supérieure à 1,0 mg/L a permis de réduire le nombre d'organismes viables de plus de 1,5 log pour des biofilms formés sur du PVC, du fer galvanisé, du cuivre et du polycarbonate (LeChevallier et coll., 1990; Gagnon et coll., 2004; Murphy et coll., 2008). Lorsque des biofilms se développaient sur une conduite en fonte, une concentration résiduelle de monochloramine de > 2,0 mg/L était nécessaire pour obtenir une réduction logarithmique de plus de 2 log du nombre de bactéries (LeChevallier et coll., 1990; Ollos et coll., 1998; Gagnon et coll., 2004). De même, des concentrations résiduelles de monochloramine supérieures à 2 mg/L peuvent être nécessaires pour limiter le développement de biofilms nitrifiants (voir la section 7.1.4.2).

La monochloramine est réputée mieux pénétrer les biofilms en raison de sa faible réactivité avec les polysaccharides, le principal composant de la matrice des biofilms (Vu et coll., 2009; Xue et coll., 2014). Dans des expériences de transport du désinfectant réalisées à l'aide de microélectrodes sensibles au chlore et à la monochloramine, on a démontré que la monochloramine pénétrait plus rapidement et plus profondément dans les biofilms que le chlore libre, mais qu'elle ne produisait pas une inactivation complète (Lee et coll., 2011, Pressman et coll., 2012). Les travaux de Xue et coll. (2013, 2014) donnent à penser que l'efficacité et la persistance d'une désinfection au moyen de monochloramine pourraient être influencées par la combinaison des polymères extracellulaires (SPE) qui obstruent les sites réactifs de la monochloramine sur les cellules bactériennes et les protéines présentes dans les SPE qui réagissent avec la monochloramine. Le chlore libre, d'un autre côté, était efficace près de la surface du biofilm, où il pénètre, mais affichait une pénétration limitée dans les couches plus profondes. (Lee et coll., 2011). Les auteurs ont noté que ces résultats mettaient en lumière les défis auxquels doivent faire face les services publics dont le réseau d'eau potable est désinfecté aux chloramines et qui appliquent périodiquement du chlore libre pour contrôler la nitrification et expliquaient en outre pourquoi, une fois amorcée, la nitrification est si difficile à enrayer.

Il est important de comprendre les facteurs propres au réseau qui rendent difficile le maintien des concentrations résiduelles cibles afin de maximiser l'efficacité des stratégies adoptées pour la désinfection secondaire.

7.1.2 Facteurs à prendre en considération lors d'une conversion aux chloramines

Un changement de désinfectant (oxydant), y compris le passage à une désinfection secondaire aux chloramines, peut avoir un effet sur la qualité de l'eau. Il est toujours recommandé de réaliser des études propres au site sur la qualité de l'eau et la corrosion afin de bien saisir les interactions complexes entre la qualité de l'eau, les matériaux du réseau de distribution et les produits chimiques de traitement utilisés dans chaque réseau d'approvisionnement en eau. Lorsqu'on applique un traitement aux chloramines, il faut prendre en considération la nitrification, le développement de biofilms, les pertes de désinfectant résiduel, la formation de SPD, la dégradation des matériaux élastomères et les effets que pourraient avoir les matériaux du réseau de distribution et du réseau de plomberie des bâtiments sur la corrosion.

7.1.3 Présence d'ammoniac dans la source d'eau

De l'ammoniac peut être présent dans la source d'eau, et les stratégies à adopter pour le traitement dépendent de nombreux facteurs, dont les caractéristiques de l'approvisionnement en eau brute, de la source et de la concentration d'ammoniac (y compris les variations), les conditions de fonctionnement de la méthode de traitement utilisée et l'objectif de traitement des services publics. Dans certains cas, les services publics formeront des chloramines afin d'éliminer naturellement l'ammoniac dans l'approvisionnement d'eau brute, tandis que d'autres utiliseront la chloration au point critique. Dans les deux cas, une surveillance fréquente des paramètres pertinents (ammoniac; chlore combiné, total et libre) est nécessaire pour s'assurer que les objectifs sont atteints en tout temps. De plus amples détails sur les stratégies et les techniques d'élimination de l'ammoniac, y compris les traitements biologiques, sont présentés dans le document de Santé Canada (2013a).

7.2 Réseau de distribution

L'utilisation de chloramines comme désinfectant secondaire peut avoir des effets sur la qualité de l'eau du réseau de distribution, notamment la corrosion, une nitrification, une recroissance microbienne et la croissance d'agents pathogènes opportunistes.

7.2.1 Perte des chloramines résiduelles

Les chloramines se décomposent d'elles-mêmes par une série de réactions (Jafvert et Valentine, 1992). Cependant, la décomposition des chloramines peut être aussi influencée par les interactions avec les matériaux de plomberie et les MON, ce qui peut entraîner une perte de désinfectant résiduel.

Vikesland et Valentine (2000) ont montré qu'il existait une réaction directe entre l'oxyde de fer et la molécule de monochloramine, réaction qui entraîne la formation d'ammoniac. Les oxydes de fer jouent un rôle d'autocatalyse de l'oxydation de Fe(II) par la monochloramine (Vikesland et Valentine, 2002). Dans des expériences en laboratoire, Westbrook et DiGiano (2009) ont comparé la vitesse de perte des chloramines à la surface de deux conduites (conduite en fonte ductile revêtue de ciment et conduite en fonte tuberculisée non revêtue). La décomposition des chloramines s'est produite plus rapidement (de 3,8 mg/L à < 1 mg/L en 2 h) sur la conduite en fonte non revêtue que sur la conduite en fonte ductile revêtue (de 3,7 mg/L à 1,5 mg/L en 2 h).

Duirk et coll. (2005) ont décrit deux réactions entre les chloramines et la MON : une réaction rapide et une réaction lente, où l'on a présumé que les chloramines seraient hydrolysées en HOCl. Dans ce mécanisme, la réaction lente serait responsable de la plus grande partie de la

disparition des chloramines. Les travaux de Zhou et coll. (2013) ont indiqué que le rapport de mélange des chloramines avait une incidence sur la vitesse de décomposition en présence de MON : une vitesse de décomposition plus élevée a été observée pour les chloramines mélangées dans un rapport de 3:1 que dans un rapport de 4:1. Wilczak et coll. (2003b) ont avancé que la nature et les caractéristiques de la MON joueraient un rôle important dans la façon dont les chloramines réagissent avec la MON. Les auteurs ont par ailleurs observé que des fragments de bactéries qui se détachent des filtres au charbon actif granulaire (CAG) biologiquement actifs à pleine échelle imposaient une demande importante en chloramines.

On a constaté que le carbonate accélérât la décomposition de la monochloramine en agissant comme catalyseur acide général (Vikesland et coll., 2001). Cette étude a montré que les nitrites imposaient une demande importante à long terme en monochloramine et que, bien que le bromure ait un effet sur la perte des chloramines, à de faibles concentrations ($< 0,1$ mg/L), il ne jouait pas un rôle déterminant. Wahman et Speitel (2012) ont exploré le rôle important du HOCl dans l'oxydation des nitrites et constaté que celle-ci culminait dans une plage de pH de 7,5 à 8,5. Un rapport $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ de 5:1 était aussi associé à une oxydation accrue des nitrites (comparativement à un rapport $\text{Cl}_2:\text{NH}_3$ de 3:1). Une oxydation accrue des nitrites par l'acide hypochloreux était aussi liée à une plus faible concentration de nitrite (0,5 mg N/L comparativement à 2 mg N/L) et à des concentrations réduites de monochloramine (1 mg Cl_2 /L comparativement à 4 mg Cl_2 /L).

Il a également été démontré que certains facteurs, comme les rapports de mélange, le pH et la température, jouaient un rôle déterminant dans la vitesse de décomposition des chloramines. Dans les expériences réalisées par Zhou et coll. (2013), la vitesse de décomposition augmentait avec le temps (72 h). À un pH > 7 , la vitesse de décomposition des chloramines était plus élevée à un rapport de mélange de 3:1 qu'à un rapport de 4:1. Cependant, à un pH < 7 , ce rapport ne jouait pas un rôle évident. La perte des chloramines était plus importante à un pH faible. Règle générale, la perte des chloramines augmentait avec la température, et la vitesse de décomposition était plus élevée lorsque les chloramines étaient mélangées dans un rapport de 3:1 que dans un rapport de 4:1. Les recherches menées par le Philadelphia Water Department ont aussi montré que la décomposition de la monochloramine était lente à de basses températures (décomposition de 38 % à 7 °C) et plus rapide à de plus hautes températures (décomposition de 84 % à 30 °C) (Kirmeyer et coll. 2004). Des modèles de formation et de décomposition des chloramines sur le Web ont été mis au point par Wahman (2015) à partir des modèles unifiés décrits par Jafvert et Valentine (1992) et Vikesland et coll. (2001) et des réactions avec la MON décrites par Duirk et coll. (2005). Un modèle fondé sur les entrées des utilisateurs est aussi accessible au public (U.S. EPA, 2016b).

7.2.2 *Rechloration et chloration temporaire au point critique*

Dans le cadre d'un plan exhaustif de gestion de la distribution, une rechloration et une chloration temporaire au point critique peuvent être considérées comme des outils potentiels. Le maintien de concentrations résiduelles suffisantes de désinfectant est important, et la recombinaison de l'ammoniac libre (libéré) dans le réseau de distribution par une chloration d'appoint peut être utilisée pour maintenir le rapport à près de 5:1 dans l'ensemble du réseau (Wilczak, 2006). Il faut mesurer les concentrations résiduelles d'ammoniac libre avant d'ajouter des produits chimiques. Si une quantité suffisante d'ammoniac libre est encore présente, on ajoute uniquement du chlore.

Un passage temporaire à une désinfection au chlore dans le but de contrôler la nitrification est une pratique courante (Vikesland et coll., 2006). Selon que la nitrification est localisée ou

généralisée, on peut viser un point critique cible à court terme d'une zone isolée du réseau de distribution ou un épuisement à plus long terme du chlore dans l'ensemble du réseau (Hill et Arweiller, 2006; Skadsen et Cohen, 2006). L'utilisation périodique de chlore libre ne constituerait pas une méthode efficace à long terme de contrôle de la nitrification (Vikesland et coll., 2006). Dans une étude à pleine échelle, le passage des chloramines au chlore et le retour aux chloramines ont produit une réaction de chloration au point critique qui crée un « front transitoire » de faibles concentrations de chlore résiduel dans le réseau. Bien que le nombre de bactéries hétérotrophes diminue temporairement, les THM augmentent également lors du retour aux chloramines. Au cours d'expériences sur la chloration au point critique dans les réseaux de distribution, Rosenfeldt et coll. (2009) ont constaté qu'un rinçage systématique du réseau jouait un rôle important dans le maintien des concentrations résiduelles de chlore et permettait de réduire la production de chloroforme.

7.2.3 Agents pathogènes opportunistes

L'écologie microbiologique des réseaux de distribution et de plomberie peut être influencée par certains facteurs, dont la stratégie de désinfection, les paramètres opérationnels et de qualité de l'eau ainsi que les matériaux et l'âge du réseau (Baron et coll., 2014; Ji et coll., 2015). La recherche a montré qu'il existait des différences entre l'abondance relative de certains groupes bactériens dans l'eau libre et les biofilms dans le réseau de distribution lorsque de la monochloramine était utilisée plutôt que du chlore libre comme désinfectant résiduel (Norton et coll., 2004; Williams et coll., 2005; Hwang et coll., 2012; Chiao et coll., 2014; Mi et coll., 2015).

Les biofilms qui se forment dans le réseau de distribution et les réseaux de plomberie des bâtiments peuvent devenir des réservoirs d'agents pathogènes opportunistes des réseaux de plomberie des bâtiments (PORPB), comme *Legionella pneumophila*, les mycobactéries non tuberculeuses (p. ex., *M. avium*, *M. intracellulare*), *Pseudomonas aeruginosa* et *Acinetobacter baumannii* (Fricker, 2003; Falkinham, 2015). Dans les pays développés, *Legionella* et les mycobactéries non tuberculeuses sont de plus en plus reconnues comme des causes importantes de maladies d'origine hydrique pour les groupes vulnérables de la population (Wang et coll., 2012; Beer et coll., 2015; Falkinham, 2015).

On a avancé que l'utilisation de chloramines dans les réseaux de distribution pourrait contribuer à créer des conditions ambiantes qui seraient moins favorables au développement de *Legionella* et plus favorables à celui de mycobactéries non tuberculeuses (Norton et coll., 2004; Williams et coll., 2005; Flannery et coll., 2006; Moore et coll., 2006; Gomez-Alvarez et coll., 2012, 2016; Revetta et coll., 2013; Baron et coll., 2014; Chiao et coll., 2014; Gomez-Smith et coll., 2015; Mancini et coll., 2015). À la suite d'infections liées aux sources d'approvisionnement municipales en eau potable en Arizona et en Louisiane, l'amibe libre *Naegleria fowleri* a aussi acquis une visibilité en tant qu'agent pathogène de l'eau potable de plus en plus préoccupant dans le sud des États-Unis (Bartrand et coll., 2014). *N. fowleri* cause la méningo-encéphalite amibienne primitive (MEAP), une maladie extrêmement rare, mais souvent mortelle qui a été principalement associée à l'inhalation d'eau pendant des activités récréatives aquatiques dans des eaux douces chaudes (Yoder et coll., 2012; Bartrand et coll., 2014). Dans les deux cas survenus en Louisiane, c'était la première fois que de l'eau du robinet désinfectée était associée à une infection par *N. fowleri* (Yoder et coll., 2012). Le maintien recommandé d'une concentration résiduelle minimale de monochloramine de 0,5 mg/L dans l'ensemble du réseau de distribution et la surveillance de la nitrification font partie des stratégies mises au point pour lutter contre *N. fowleri* dans les services publics touchés qui utilisent des chloramines (Robinson et Christy, 1984; NHMRC, 2011; Louisiana Department of Health and Hospitals, 2016).

L'entretien des réseaux de distribution joue un rôle important dans le contrôle de la croissance microbiologique dans l'eau qui circule dans le réseau de plomberie des bâtiments. Les services publics doivent aussi être conscients que des changements dans la diversité microbiologique des réseaux d'eau potable peuvent survenir à la suite d'une modification des stratégies de désinfection. Il est essentiel de comprendre les effets que différents désinfectants peuvent avoir sur l'écologie des réseaux d'eau potable afin de maximiser l'efficacité des stratégies de désinfection et d'atténuer les conséquences indésirables d'un enrichissement potentiel de certains groupes microbiens (Williams et coll., 2005; Baron et coll., 2014).

7.2.4 Nitrification

La nitrification, qui est le processus microbiologique par lequel l'ammoniac est oxydé en séquence en nitrites et en nitrates par les bactéries oxydant l'ammoniac et les nitrites, respectivement, est un enjeu important pour les services publics qui utilisent des chloramines pour la désinfection secondaire. De l'ammoniac libre peut être présent à la suite du traitement (dosage inadéquat ou réactions incomplètes) ou libéré pendant la demande en chloramines et la décomposition du désinfectant (Cunliffe, 1991; U.S. EPA, 2002).

Les problèmes de qualité de l'eau causés par la nitrification comprennent la formation de nitrites et de nitrates, la perte du désinfectant résiduel, la recroissance bactérienne et la formation de biofilms, la formation de SPD et la baisse du pH et de l'alcalinité, qui peut entraîner des problèmes de corrosion, y compris la libération de plomb et de cuivre (U.S. EPA, 2002; Cohen et Friedman, 2006; Zhang et coll., 2009, 2010). La croissance de bactéries nitrifiantes entraîne une perte du désinfectant résiduel et une production accrue de biofilms, qui intensifient la demande en chlore, la libération d'ammoniac et la recroissance bactérienne (Kirmeyer et coll., 1995; Pintar et Slawson, 2003; Scott et coll., 2015). Le cométabolisme de la monochloramine par les bactéries oxydant l'ammoniac et les réactions entre les chloramines et les nitrites sont aussi des mécanismes qui jouent un rôle important dans la perte des concentrations résiduelles de chloramines (Santé Canada, 2013b; Wang et coll., 2014, Wahman et coll., 2016).

Parmi les facteurs qui favorisent la nitrification, mentionnons les températures chaudes de l'eau, les temps de séjour trop longs et la présence de niveaux élevés de matière organique dans le réseau de distribution (Kirmeyer et coll., 2004; AWWA, 2006a). Des épisodes de nitrification sont généralement signalés pendant les mois d'été, lorsque la température de l'eau varie de 20 °C à 25 °C (Pintar et coll., 2000). C'est pourquoi les services publics devraient envisager d'augmenter la fréquence d'échantillonnage pendant les mois les plus chauds (AWWA, 2013). Les grands réseaux de distribution peuvent aussi être touchés par des bactéries nitrifiantes dans les conditions hivernales nord-américaines types, et non seulement durant l'été et l'automne (Pintar et coll., 2000).

En général, pour prévenir la nitrification, les services publics devraient maintenir une concentration minimale de monochloramine de 2 mg/L à la sortie de l'usine de traitement et, de préférence, supérieure à 1,5 mg/L à tous les points de surveillance du réseau de distribution (U.S. EPA, 1999; Norton et LeChevallier, 1997; Skadsen et Cohen, 2006). Une fois la nitrification amorcée, elle est difficile à enrayer, même par l'application de doses élevées de chloramines. Des bactéries nitrifiantes ont été décelées dans les réseaux de distribution d'eau potable en présence de concentrations résiduelles de chloramines de plus de 5 mg/L (Cunliffe, 1991; Baribeau, 2006). Des biofilms nitrifiants peuvent abriter des bactéries viables même après une pénétration complète de monochloramine à des concentrations élevées (Wolfe et coll., 1990; Pressman et coll., 2012). Les services publics devraient connaître la chimie de leur eau et des matériaux de leur réseau avant de passer des chloramines au chlore libre et vice-versa (Hill et Arweiler, 2006;

Wilczak, 2006). Au moment d'instaurer des programmes de surveillance de la nitrification dans un réseau de distribution, les paramètres les plus utiles sont le chlore total, l'ammoniac libre, les nitrites, la température et le pH (Smith, 2006). La NBH ou la mesure de l'adénosine triphosphate, en tant qu'indicateurs de croissance biologique ou de biostabilité, sont aussi considérées comme des outils utiles (Smith, 2006; LeChevallier et coll., 2015; Santé Canada, 2018b).

Des renseignements détaillés sur les causes de la nitrification et sa surveillance, sa prévention et son atténuation sont présentés dans d'autres documents (AWWA, 2006a). Il est important de souligner que même les mesures de contrôle les plus rigoureuses des excès d'ammoniac libre et le maintien d'un rapport Cl₂:NH₃ approprié ne permettent pas toujours de prévenir la nitrification. Ceci est dû au fait que, si la qualité et l'âge de l'eau sont propices, les chloramines présentes dans le réseau de distribution commenceront à se décomposer et à libérer de l'ammoniac libre dans l'eau (Cohen et Friedman, 2006).

7.2.5 Libération de plomb et de cuivre

Plusieurs études ont comparé l'incidence du chlore et des chloramines sur la libération de plomb. Dans une étude où trois services publics étaient passés du chlore aux chloramines, Dyksen et coll. (2007) ont constaté que dans un cas, les niveaux de plomb avaient baissé, dans un deuxième cas, les services publics avaient observé une hausse de la libération de plomb inférieure au seuil d'intervention de l'U.S. EPA Lead and Copper Rule (LCR), soit la règle relative au plomb et au cuivre, tandis que dans le troisième cas, les hausses dépassaient le seuil d'intervention de la LCR. Dans le cadre d'une stratégie exhaustive visant à réduire l'exposition au plomb et à assurer un contrôle efficace de la corrosion, la San Francisco Public Utilities Commission a augmenté le pH de son approvisionnement en eau douce peu alcaline (pH passant de 8,6 à 9,4). Grâce à cette mesure, le service public n'a pas observé de libération de plomb et de cuivre et a été en mesure de maintenir le réseau en deçà de seuils d'intervention de la LCR après un passage du chlore aux chloramines (Wilczak et coll., 2010).

En revanche, un passage du chlore aux chloramines en tant que désinfectant secondaire a été lié à une libération accrue de plomb lors de la crise de l'eau survenue à Washington, DC, en 2004 (Renner, 2004; Dyksen et coll., 2007). Un potentiel élevé d'oxydoréduction (potentiel Redox) favorise la formation et l'accumulation d'incrustations de dioxyde de plomb (PbO₂) (Schock et Gardels, 1983; Schock et coll., 1996). Étant donné que le chlore est un puissant oxydant, le passage du chlore aux chloramines a réduit le potentiel d'oxydation de l'eau distribuée et déstabilisé les incrustations de PbO₂, ce qui a entraîné un relargage accru de plomb (Schock et Giani, 2004; Lytle et Schock, 2005). Un certain nombre d'études ont confirmé que des dépôts stables de PbO₂ pouvaient facilement être formés puis déstabilisés et réduits à du Pb(II) soluble en peu de temps (quelques semaines à quelques mois) dans des conditions réalistes de pH, de potentiel Redox et d'alcalinité (Edwards et Dudi, 2004; Lytle et Schock, 2005; Switzer et coll., 2006; Valentine et Lin, 2009). Valentine et Lin (2009) ont indiqué que, pour les réseaux désinfectés aux chloramines, on pouvait gérer ce type de relargage en augmentant le pH (> 8), en maintenant les concentrations de carbonates à plus de 50 mg/L, en réduisant au minimum la dose de monochloramine et en utilisant un rapport molaire chlore:ammoniac (Cl:N) plus faible, soit 0,7:1. Les auteurs ont toutefois noté que ce rapport plus faible pouvait intensifier la nitrification si des concentrations résiduelles adéquates ne sont pas maintenues. Ils ont aussi souligné que la MON était un agent plus important que la monochloramine dans la réduction de l'oxyde de plomb. Dans des expériences réalisées sur des réseaux en boucle (eau contenant < 5 mg/L de CaCO₃ et présentant un pH de 7,3, orthophosphate de zinc à raison de 0,8 mg/L sous forme de PO₄), la libération de plomb était considérablement plus élevée (environ un ordre de grandeur)

après une période de stagnation de 30 minutes et de 24 heures pour les réseaux en boucle désinfectés aux chloramines (concentrations résiduelles de 1 mg/L et de 5 mg/L) que pour les réseaux en boucle désinfectés au chlore (1 mg/L) (Woszczyński et coll., 2013). De même, dans des expériences de simulation du remplacement partiel de conduites d'eau en plomb, la libération de plomb était plus importante avec une eau traitée au silicate de sodium à un pH de 8 et une concentration résiduelle de monochloramine de 3 mg/L qu'avec une eau chlorée (1 mg/L) (Zhou et coll., 2015).

Edwards et Dudi (2004) ont constaté que des concentrations initiales élevées de plomb étaient relarguées par les dispositifs intégrés, comme les compteurs et les robinets d'arrêt, et qu'elles diminuaient de façon exponentielle pendant la période d'essai de 58 jours. Les auteurs ont remarqué qu'une plus grande quantité de plomb était relarguée par le laiton lorsque l'eau était traitée aux chloramines que lorsqu'elle était traitée au chlore, bien que cette observation ne soit significative qu'à un degré de confiance de 85 %, ce que les auteurs attribuent à la taille réduite de l'échantillon. Lin et coll. (1997) ont remarqué qu'en l'absence d'inhibiteurs de corrosion, contrairement au chlore, les chloramines empêchaient la libération de cuivre et augmentaient la libération du plomb contenu dans le laiton (teneur en plomb de 3 %). Les auteurs ont aussi examiné la libération du plomb et du cuivre contenus dans le laiton en présence d'orthophosphate de zinc, d'un mélange de phosphate de sodium, d'un mélange de phosphate à chaîne longue et de phosphate de sodium de qualité commerciale; ils ont constaté que la libération de plomb et de cuivre était plus importante dans les réseaux chloraminés que dans les réseaux chlorés.

Une étude a évalué le potentiel de relargage de divers composants dans l'eau chlorée et l'eau chloraminée, selon les protocoles de la norme ANSI/NSF 61. Cette étude comprenait aussi les résultats d'une évaluation en laboratoire de 28 eaux (chlorées et chloraminées), prélevées dans des services publics de tous les États-Unis, relatifs à la norme NSF/ANSI 61 sur l'exposition à l'eau (pH de l'eau de 5 et de 10 [Section 8] et pH de l'eau de 8 [Section 9]) pour ce qui est du relargage de plomb, de cuivre et de zinc par des échantillons de laiton (tiges). Les résultats ont montré que ni le chlore ni les chloramines ne constituaient un facteur déterminant dans la libération des métaux contenus dans les tiges de laiton (Sandvig et coll., 2012). Des expériences ont été menées en laboratoire pour quantifier la teneur en plomb relargué de sept alliages de laiton à faible teneur en plomb vendus sur le marché et contenant 25 % de plomb ou moins. Les essais ont été menés sur deux sources d'eau différentes, notamment une eau analysée au moyen du protocole d'essai de la norme NSF/ANSI 61 (Section 9) et une eau traitée aux chloramines de faible pH et de faible alcalinité susceptible de relarguer fortement le plomb. Les concentrations de plomb relargué par tous les alliages à faible teneur en plomb étaient inférieures à 1 µg/L dans les deux conditions de relargage pendant toute la durée de l'expérience, soit quatre semaines (Triantafyllidou et Edwards, 2010).

Douglas et coll. (2004) ont déterminé que la nitrification dans le réseau de distribution était responsable d'une baisse du pH, qui a donné lieu à des concentrations élevées de plomb dans une partie de la ville desservie par des canalisations en plomb. Des concentrations de plomb au robinet (10 à 15 µg/L pour les échantillons d'eau courante) ont été mesurées dans le réseau de distribution lorsque le pH est passé de 8,5 à un intervalle de 7,8 à 8,2.

Peu d'informations sont fournies dans la littérature sur l'effet d'autres désinfectants sur le cuivre. Dans un sondage mené en 2007 auprès des services publics, 2 des 11 services participants ont transmis des données sur le cuivre avant et après le passage du chlore aux chloramines (Dyksen et coll., 2007). Les deux services publics ont indiqué une libération réduite de cuivre après la chloramination. Dans une étude en laboratoire, Rahman et coll. (2007) ont évalué les effets de trois désinfectants (le chlore, le dioxyde de chlore et les chloramines) à deux pH (7,2 et

8,5) et dans deux conditions d'alcalinité (10 ou 100 mg CaCO₃/L). Les auteurs n'ont observé aucune différence notable au chapitre de la libération de cuivre dissous entre la solution témoin sans désinfectant et n'importe lequel des désinfectants utilisés dans l'étude. De façon générale, l'étude a révélé que l'utilisation de désinfectant réduisait la libération de cuivre. En effet, la plus faible libération de cuivre total s'est produite à un pH de 8,5, à une alcalinité de 10 mg CaCO₃/L et à une concentration de chlore de 1,0 mg Cl₂/L.

Dans le cadre d'une étude visant à évaluer le potentiel de relargage des composants en cuivre testés à l'aide des protocoles de la norme ANSI/NSF 61 dans de l'eau chlorée et de l'eau chloraminée, des services publics de tous les États-Unis ont été sondés sur les problèmes liés à la libération de cuivre et de plomb. Les réponses au sondage ont fait état de rares problèmes de libération de cuivre et de plomb lorsque des chloramines étaient utilisées pour la désinfection secondaire. Les auteurs précisent toutefois que leurs observations ne portaient pas expressément sur le passage du chlore aux chloramines (Sandvig et coll., 2012).

Boyd et coll. (2008) ont étudié les effets d'un changement de désinfectant (remplacement du chlore libre par les chloramines et vice versa) sur les vitesses de relargage des métaux et les concentrations de métaux pour le plomb, le laiton et les composants en cuivre dans le réseau de distribution. On a utilisé l'eau du robinet provenant du réseau d'approvisionnement de la municipalité et surveillé et maintenu les paramètres relatifs à la qualité de l'eau (désinfectant résiduel, pH, alcalinité et concentration d'orthophosphate). Les auteurs ont effectué des tests dans des tuyaux en boucle en utilisant des tubes en cuivre et des tuyaux en bronze neufs (comme substitut du laiton standard) avec des couplages galvaniques (cuivre-bronze, plomb-bronze et plomb-cuivre). Les concentrations de cuivre dans les boucles de cuivre et de bronze non-passivés étaient sensibles au chlore libre et aux chloramines, mais les effets étaient transitoires et n'étaient pas liés à un désinfectant en particulier.

Pour un exposé plus détaillé sur le contrôle de la corrosion, voir le document de Santé Canada (2009).

7.2.6 Fer

On dispose de peu de données sur les effets des chloramines sur le fer. Cependant, dans un sondage effectué auprès des services publics par Dyksen et coll. (2007), trois services publics qui étaient passés du chlore aux chloramines ont signalé la présence « d'eau rouge ». Généralement, les plaintes au sujet d'eau colorée diminuaient après un passage aux chloramines; cependant, deux services publics ont observé une augmentation initiale des plaintes pendant plusieurs mois avant qu'elles ne retombent sous les niveaux observés lors du traitement au chlore. Les implications des épisodes d'eau colorée ne devraient pas être négligées, car des substances inorganiques à l'état de trace, comme le plomb (Camara et coll. 2013; Masters et Edwards, 2015; Trueman et Gagnon, 2016) ainsi que l'arsenic, le chrome, l'uranium et le vanadium (Friedman et coll., 2010), ont été associées à la libération d'incrustations de fer. Pour un exposé plus détaillé sur le contrôle de la corrosion, voir le document de Santé Canada (2009).

7.2.7 Matériaux élastomères

L'effet des chloramines sur les matériaux des joints d'étanchéité est un problème courant. Dans une étude réalisée par Seidel et coll. (2005), 16 % des services publics ont indiqué avoir observé une détérioration des joints d'étanchéité lorsque des chloramines étaient utilisées. Rockaway et coll. (2007a) ont mené une série d'expériences de dégradation accélérée à 23 °C, 45 °C et 75 °C et à des concentrations de chlore et de chloramines de 1 mg/L, de 30 mg/L et de 60 mg/L pour six matériaux élastomères différents : caoutchouc naturel, caoutchouc néoprène,

éthylène propylène diène monomère avec peroxyde comme agent de vulcanisation (EPDM-P), éthylène propylène diène monomère vulcanisé au soufre (EPDM-S), caoutchouc butadiène-styrène (SBR) et caoutchouc nitrile. Généralement, les élastomères étaient plus susceptibles de se dégrader en présence de chloramines qu'en présence de chlore. Les élastomères exposés aux chloramines affichaient une baisse plus marquée de dureté et de résistance à la traction et un gonflement accru. Les auteurs ont évalué la performance globale des matériaux et leur sensibilité à la dégradation et estimé que l'EPDM-P et l'EPDM-S étaient les moins sensibles, que le caoutchouc naturel, le SBR et le caoutchouc nitrile étaient sensibles et que le caoutchouc néoprène était extrêmement sensible. Nagisetty et coll. (2014) ont déterminé que les élastomères qui se dégradent pouvaient libérer des substances organiques qui résultent du relargage d'additifs provenant de l'élastomère lui-même ou constituent des sous-produits de la réaction des chloramines et de l'élastomère. En utilisant des processus de dégradation accélérée à des concentrations de chloramines de 40 mg/L et de 30 mg/L, ils ont constaté que le caoutchouc naturel, le SBR et l'EPDM-S libéraient au total 18 composés organiques différents après 3 et 30 jours. Bonds (2004) a comparé la dégradation des fluorocarbones (FKM), du SBR, de l'EPDM, des nitriles et des néoprènes utilisés dans des joints mécaniques et des joints à pression exposés à une solution de chloramines (110 mg/L) pendant 364 jours. L'auteur a signalé qu'à l'exception du FKM, tous les matériaux montraient des signes importants de détérioration lorsqu'ils étaient exposés sous forme de feuilles (grande surface), mais que cette dégradation était moindre lorsque la surface était réduite (comme c'est le cas, lorsque le joint est installé). Rockaway et coll. (2007a, 2007b) ont souligné que le choix du matériau élastomère est une décision technique, car elle nécessite une évaluation de l'adéquation de chaque matériau au milieu prévu et doit tenir compte d'autres facteurs qui pourraient avoir pour conséquence une défaillance critique. Il faut également tenir compte de la possibilité de relargage d'autres composés et des sous-produits de la dégradation.

7.3 Traitement à l'échelle résidentielle

Il n'est généralement pas nécessaire d'installer un dispositif de traitement dans une résidence alimentée par de l'eau traitée à l'échelle municipale. L'utilisation de ces dispositifs résidentiels est essentiellement un choix personnel. Bien que les dispositifs résidentiels de traitement puissent contribuer à réduire les concentrations de chloramines dans l'eau potable si le goût est jugé désagréable, il n'est pas recommandé d'éliminer le désinfectant. Les dispositifs de traitement qui éliminent les chloramines pour des raisons esthétiques sont régis par la norme NSF/ANSI 42, qui établit les exigences minimales applicables aux matériaux, à la conception, à la construction et au rendement des systèmes de traitement de l'eau potable conçus pour réduire certains contaminants qui causent des problèmes esthétiques (goût et odeur) (NSF/ANSI, 2017). Les systèmes homologués en regard de la norme NSF/ANSI 42 doivent pouvoir réduire une concentration de départ de monochloramine de $3,0 \pm 0,3$ mg/L à $\leq 0,5$ mg/L (NSF/ANSI, 2017).

Santé Canada ne recommande pas de marques particulières de dispositifs de traitement de l'eau, mais conseille vivement aux consommateurs de n'utiliser que les dispositifs homologués par un organisme de certification accrédité comme étant conformes aux normes appropriées de NSF International (NSF) et de l'American National Standards Institute (ANSI). Ces normes visent à protéger la qualité de l'eau potable en garantissant l'innocuité des matériaux et le comportement des produits qui entrent en contact avec l'eau potable. Les organismes de certification, qui doivent être accrédités par le Conseil canadien des normes (CCN), certifient qu'un produit ou un service est conforme aux normes en vigueur. Au Canada, les organismes

suivants ont été accrédités par le CCN pour l'homologation des dispositifs et équipements de traitement de l'eau potable, selon les normes de la NSF/ANSI (CCN, 2016) :

- Groupe CSA (www.csagroup.org)
- NSF International (www.nsf.org)
- Water Quality Association (www.wqa.org)
- UL LLC (www.ul.com)
- Bureau de normalisation du Québec (www.bnq.qc.ca)
- International Association of Plumbing & Mechanical Officials (www.iapmo.org).
- Truesdail Laboratories Inc. (www.truesdail.com)

Vous pouvez vous procurer une liste à jour des organismes agréés de certification auprès du CCN (www.scc.ca/fr/web/scc-ccn).

7.4 Possibilités de recherche

Il existe plusieurs domaines dans lesquels des travaux de recherche aideraient les organismes de réglementation et les praticiens dans l'application d'un traitement aux chloramines. Ainsi, Wahman et Pressman (2015) avancent que l'utilisation de la méthode à l'indophénol décrite dans Harp et coll. (2001) est prometteuse, car l'interférence des chloramines organiques n'a pas d'effet sur l'évaluation du chlore total et du chlore libre. Bien qu'elle ne soit pas approuvée par l'U.S. EPA pour la mesure directe de la monochloramine, cette méthode pourrait constituer un essai utile sur le terrain pour évaluer la contribution des chloramines organiques aux concentrations résiduelles de chlore total et prévenir ainsi la surestimation des concentrations résiduelles de désinfectant. Les indications fournies sur l'application de la méthode à l'indophénol (monochloramine) dans les études sur le terrain, en particulier dans le contexte canadien, permettraient de mieux comprendre l'utilité de cette méthode en tant qu'outil de surveillance et d'opération.

La formation potentielle et la réduction efficace de SPD nouvellement réglementés ou non réglementés doivent également faire l'objet d'une recherche plus poussée. Par exemple, Krasner et coll. (2015) et Uzen et coll. (2016) ont souligné la nécessité de recherches plus approfondies afin de mieux comprendre les conditions (probablement propres au site) qui influent sur l'élimination des précurseurs de la NDMA.

Il est justifié d'explorer plus avant l'utilité pratique d'une chloration saisonnière au point critique pour un service public, compte tenu de la rareté de la documentation canadienne sur le sujet. De nouvelles méthodes moléculaires abordables permettent une caractérisation rapide et détaillée des microbiomes de l'eau potable. Une meilleure compréhension de la façon dont les stratégies de désinfection agissent sur la dynamique des populations microbiologiques présentes dans les réseaux de distribution et les réseaux de plomberie des bâtiments, en particulier de leurs effets sur l'écologie des PORPB contenus dans les biofilms, ne pourrait être que bénéfique.

8.0 Cinétique et métabolisme

La documentation ne contenait aucun renseignement sur l'exposition par voie cutanée ou par inhalation à la monochloramine, à la dichloramine ou à la trichloramine. Les seules études disponibles sur la cinétique étaient des études de toxicité par voie orale et des études *in vitro* basées sur la monochloramine. En tant qu'oxydant, la monochloramine est peu susceptible de demeurer intacte après absorption, distribution et excrétion (National Research Council, 1987). Elle réagira plutôt avec les substrats organiques et inorganiques contenus dans la salive et le suc

gastrique pour former des chloramines organiques et des composés iodés (National Research Council, 1987; Scully et White, 1991). Des études sur le métabolisme ont montré que les ions chlorure, et non la monochloramine, sont absorbés dans la circulation sanguine, distribués dans les tissus et excrétés dans l'urine (Abdel-Rahman et coll., 1983).

8.1 Absorption

Selon les études *in vitro* sur la persistance dans le temps et les réactions chimiques estimées dans la salive et le suc gastrique, la monochloramine est peu susceptible d'être absorbée intacte après ingestion (Scully et White, 1991; Kotiaho et coll., 1992). En ajoutant de l'eau contenant de la monochloramine aux concentrations présentes dans l'eau potable (généralement 1 à 3 ppm) à des échantillons de salive humaine, Kotiaho et coll. (1992) ont montré que la réaction de la monochloramine avec la salive dépendait de la concentration. À une faible concentration (0,7 ppm), la monochloramine pouvait demeurer dans la salive humaine pendant au plus 5 min, tandis qu'à une concentration de 1,8 ppm, elle persistait jusqu'à 50 min. À des concentrations plus élevées (3,6 à 15 ppm), la monochloramine ne réagissait pas complètement avec la salive, même après 2 h (Kotiaho et coll., 1992). Ces temps de décomposition mesurés de la monochloramine dans la salive et la courte durée de séjour dans la bouche donnent à penser que la plus grande partie de la monochloramine présente dans l'eau traitée serait intacte au moment d'atteindre l'estomac.

Cependant, dans le suc gastrique, la dégradation de la monochloramine était tellement rapide (moins de 30 secondes à des concentrations de 0,7 à 15 ppm) qu'il est peu probable que la monochloramine soit encore intacte lorsqu'elle pénètre dans la circulation systémique (Kotiaho et coll., 1992). Dans une étude sur le métabolisme chez des rats Sprague-Dawley mâles ($n = 4$) ayant reçu de la monochloramine marquée au ^{36}Cl (1,1 mg/rat) par voie orale, on a décelé l'isotope ^{36}Cl dans la circulation sanguine. Le chlorite et le chlorate n'étaient toutefois pas présents sous forme de métabolites. Le pic plasmatique du chlorure, qui est de 10,3 $\mu\text{g/L}$, a été atteint 8 heures après l'administration de la dose (Abdel-Rahman et coll., 1983). La constante de vitesse d'absorption était de 0,278 h^{-1} et la demi-vie d'absorption était de 2,5 h pour le chlorure marqué.

8.2 Distribution

Abdel-Rahman et coll. (1983) ont examiné la distribution de la partie de monochloramine marquée au ^{36}Cl administrée par voie orale à des rats mâles (1,1 mg/rat) et constaté que le plasma contenait la plus grande quantité (3,15 $\mu\text{g }^{36}\text{Cl/g}$ de tissu), suivi du sang total (2,66 $\mu\text{g/g}$), de la peau (2,13 $\mu\text{g/g}$), des testicules (2,09 $\mu\text{g/g}$), des globules concentrés (1,90 $\mu\text{g/g}$), de la moelle osseuse (1,82 $\mu\text{g/g}$), du rein (1,62 $\mu\text{g/g}$), du poumon (1,58 $\mu\text{g/g}$), de l'estomac (1,53 $\mu\text{g/g}$), de la thyroïde (1,36 $\mu\text{g/g}$), du thymus (1,36 $\mu\text{g/g}$), du duodénum (1,20 $\mu\text{g/g}$), de la rate (1,11 $\mu\text{g/g}$), de la carcasse (0,77 $\mu\text{g/g}$), du foie (0,74 $\mu\text{g/g}$), de l'iléon (0,59 $\mu\text{g/g}$) et de la graisse (0,18 $\mu\text{g/g}$).

8.3 Métabolisme

La monochloramine ingérée est rapidement décomposée dans l'estomac (Kotiaho et coll., 1992). Les produits de réaction formés dépendent de la concentration de monochloramine, du pH et de la composition du suc gastrique et de l'alimentation (Scully et White, 1991). Le pH de l'estomac varie de 1 à 8 (Scully et White, 1991). À un pH de près de 1, la forme protonée de la monochloramine est plus fréquente et plus susceptible de transférer son chlore aux acides aminés présents dans le suc gastrique, produisant ainsi des acides aminés N-chlorés (Scully et White, 1991). La monochloramine peut aussi produire des composés organiques iodés dans le suc gastrique et la salive en présence de nutriments comme la tyrosine, l'acide 4-aminobenzoïque,

l'acide arachidonique et l'acide folique (Bercz et Bawa, 1986). La formation de dichloramine, de trichloramine ou de chlore moléculaire n'a pas été observée dans le suc gastrique in vitro (Kotiaho et coll., 1992). La présence de nourriture augmenterait vraisemblablement la vitesse de réaction des substances organiques avec la monochloramine, ce qui produirait une demi-vie plus courte dans la salive ou le suc gastrique (Scully et White, 1991). Dans une étude sur le métabolisme réalisée par Abdel-Rahman et coll. (1983) qui portait sur le chlorure, le chlorite et le chlorate en tant que métabolites, on a mesuré uniquement du chlorure dans la circulation sanguine des rats après administration par voie orale d'une dose de monochloramine marquée au ^{36}Cl (1,1 mg/rat).

Les résultats obtenus par Kotiaho et coll. (1992), Abdel-Rahman et coll. (1983) et Scully et White (1991) donnent à penser que tout effet toxique observé associé à l'ingestion de monochloramine serait probablement dû à la formation de produits de réaction dans l'estomac plutôt qu'à l'absorption de chloramines inorganiques intactes.

8.4 Excrétion

Abdel-Rahman et coll. (1983) ont montré que la monochloramine était partiellement excrétée dans l'urine sous forme de chlorure. Les données sur l'excrétion chez des rats Sprague-Dawley mâles (n = 4) ayant reçu de la monochloramine marquée au ^{36}Cl (1,1 mg/rat) indiquaient qu'à peine 0,40 % et 0,08 % de la dose administrée était excrétée dans l'urine et les matières fécales, respectivement, dans les 24 heures qui ont suivi le traitement. Au bout de 120 heures, les valeurs étaient de 25,15 % dans l'urine et de 1,98 % dans les matières fécales. Aucune trace de l'isotope ^{36}Cl n'a été décelée dans l'air expiré à aucun moment (Abdel-Rahman et coll., 1983).

9.0 Effets sur la santé

L'exposé suivant sur les effets sur la santé porte principalement sur des études menées par voie orale, car c'est la voie d'exposition la plus pertinente pour les chloramines. La plupart des études disponibles traitent de la monochloramine, l'espèce prédominante dans l'eau potable. La dichloramine et la trichloramine sont rarement décelées dans l'eau potable; une seule étude sur l'administration par voie orale de chaque substance était disponible dans la documentation. Des effets nuls ou minimes ont été observés chez les humains et les animaux après ingestion de monochloramine, l'effet le plus important (diminution du gain pondéral) étant attribué à une consommation réduite d'eau due à une palatabilité moindre à de fortes concentrations de monochloramine.

9.1 Effets chez les humains

Bien qu'on utilise depuis plus de 90 ans la monochloramine pour la désinfection de l'eau potable (U.S. EPA, 2009; Vermont Department of Health, 2012), on dispose de peu de données sur les effets sur la santé d'une exposition par l'eau potable. La documentation ne fait état que de quelques études cliniques et études de cas témoins. Les résultats n'indiquaient aucun effet nocif sur la santé, mais les limites des études (évaluation de l'exposition laissant à désirer, chloramination utilisée comme témoin, biais de l'échantillon) ne permettent pas de tirer des conclusions définitives.

En revanche, de nombreuses études ont été publiées sur la toxicité des chloramines par inhalation. Ces études se rapportent à des cas d'intoxication accidentelle par des gaz de chloramines (monochloramine et dichloramine) dus à une mauvaise manutention d'agents de

nettoyage (Reisz et Gammon, 1986; Tanen et coll., 1999; Cohle et coll., 2001) ou à une exposition dans un cadre professionnel ou récréatif à la trichloramine utilisée dans des installations alimentaires ou dans des piscines, scénarios qui n'ont rien à voir avec l'exposition par l'eau potable. Bien que dans plusieurs rapports, on ait signalé des effets nocifs sur la santé (diminution de l'haptoglobine et de l'hémoglobine, formation de corps de Heinz, anémie hémolytique, méthémoglobinémie) chez des patients hémodialysés lorsque de l'eau du robinet contenant des chloramines était utilisée pour la dialyse (Eaton et coll., 1973; Kjellstrand et coll., 1974; Klein, 1986; Fluck et coll., 1999; Weinstein et coll., 2000; Junglee et coll., 2010), ces changements n'ont pas été observés chez les volontaires en bonne santé qui consommaient délibérément de l'eau potable chloraminée (Lubbers et coll., 1982, 1984).

9.1.1 Toxicité aiguë

Seules deux études de courte durée ont été répertoriées sur les effets sur la santé humaine de l'ingestion d'eau potable contenant de la monochloramine. Elles n'indiquaient pas d'effets nocifs à des doses ne dépassant pas 24 mg/L.

Dans la phase I d'une étude à double insu sur la tolérance à une dose aiguë croissante, aucun effet n'a été observé sur le foie, la fonction thyroïdienne, la fonction rénale, l'hématologie ou l'état général de santé chez des volontaires de sexe masculin ayant consommé de l'eau distillée contenant jusqu'à 24 mg/L de monochloramine (Lubbers et coll., 1982). Des hommes (10/groupe, âgés de 21 à 35 ans) présentant des taux de méthémoglobine, une fonction thyroïdienne et des taux de glutathion normaux ont absorbé, à 4 heures d'intervalle, deux portions de 500 ml d'eau désionisée déminéralisée exempte de matière organique seulement ou contenant de la monochloramine. Le traitement a été administré tous les 3 jours pour un total de 5 jours de traitement au cours d'une période de 13 jours. Les doses de monochloramine ont été augmentées au cours des traitements, passant de 0,01 mg/L le jour 1 à 24 mg/L à la fin du traitement. Une batterie de tests, notamment une analyse biochimique du sang et de l'urine (p. ex., cholestérol, triglycérides, triiodothyronine [T3]), une analyse hématologique (numération globulaire, taux d'hémoglobine, d'haptoglobine et de méthémoglobine), une morphologie cellulaire et un examen physique, n'a décelé aucune différence entre les valeurs avant et après le traitement (Lubbers et coll., 1982).

Dans une étude randomisée avec groupes parallèles et contrôlée par placebo réalisée par Wones et coll. (1993), les effets sur la thyroïde et les lipides étaient généralement absents, mise à part une légère augmentation des taux d'apolipoprotéine B à une dose de 15 ppm/jour de monochloramine. On a administré à trois groupes d'hommes en santé (16/groupe) de l'eau distillée et une alimentation riche en gras et en cholestérol pendant les 4 premières semaines de l'étude afin d'établir des indicateurs de référence. Pendant la période de traitement de 4 semaines, tous les sujets ont consommé la diète de l'étude et reçu 1,5 L d'eau par jour contenant de la monochloramine à raison de 0 ppm (témoin), de 2 ppm ou de 15 ppm. La concentration sanguine a été mesurée à la fin de chaque période de 4 semaines afin d'évaluer le métabolisme lipidique (cholestérol total, lipoprotéines de haute densité [HDL], lipoprotéines de basse densité [LDL], triglycérides, apolipoprotéines A₁, A₂ et B) et thyroïdien (thyroïdostimuline [TSH], T3, thyroxine [T4]). Aucun changement n'a été observé dans la fonction thyroïdienne des groupes de traitement. Aucun changement n'a été constaté dans la fonction des lipides, mise à part une légère hausse statistiquement significative de l'apolipoprotéine B (un composant du cholestérol LDL) observée à une dose de 15 ppm (15 mg/L). On ne connaît pas l'importance d'une augmentation de l'apolipoprotéine B, indépendamment des changements dans le cholestérol LDL. Les limites de

l'étude comprenaient des périodes de référence et de traitement relativement courtes et la consommation préalable d'eau potable chlorée par la plupart des sujets.

9.1.2 Toxicité chronique et subchronique et cancérogénicité

Mise à part une légère augmentation (bien que dans les limites de la normale) de T3 observée à la dose de 5 mg/L/jour (Lubbers et coll., 1984), les études de longue durée disponibles n'ont pas établi de lien entre la chloramination et certains effets sur la santé, notamment des symptômes cutanés, des effets sur les voies respiratoires supérieures et le cancer de la vessie (Zierler et coll., 1986, 1988; McGeehin et coll., 1993; Weintraub et coll., 2006; CDC, 2008; Vermont Department of Health, 2012). La plupart des études de longue durée sur les chloramines comparaient les effets précis de différentes méthodes de désinfection (chloration ou chloramination) sur des paramètres précis de la santé (p. ex., cancer de la vessie) ou utilisaient l'exposition aux chloramines comme groupe témoin. Ces études présentaient d'autres lacunes, dont une caractérisation insuffisante de l'exposition, une exposition antérieure ou concurrente au chlore et un biais de rappel, qui ne permettent pas d'utiliser les résultats aux fins d'une évaluation des risques (Zierler et coll., 1986, 1988; McGeehin et coll., 1993; Weintraub et coll., 2006; CDC, 2008; Vermont Department of Health, 2012).

Dans le prolongement d'une étude antérieure (décrite à la section 9.1.1), deux groupes de volontaires de sexe masculin en bonne santé ($n = 10$ /groupe; âgés de 21 à 35 ans) ont reçu une quantité illimitée d'eau désionisée déminéralisée exempte de matière organique et ont été invités à ne pas boire d'eau du robinet. Un groupe a aussi consommé 500 ml d'eau contenant 5 ppm de monochloramine chaque jour pendant 12 semaines, suivies d'une période de récupération de 8 semaines (Lubbers et coll., 1984). La même batterie de tests que dans l'étude précédente (Lubbers et coll., 1982) a été réalisée. Le seul effet statistiquement significatif était une augmentation de l'absorption de T3, qui a changé au fil du temps par rapport au groupe témoin; cependant, cette variation est demeurée dans les limites de la normale et n'était pas cliniquement pertinente.

Aucun lien direct n'a pu être établi entre les effets signalés sur la santé et la chloramination au cours de deux études menées aux États-Unis sur un service public local ayant délaissé le chlore pour les chloramines comme désinfectant secondaire (Weintraub et coll., 2006; CDC, 2008).

Après que le service public local ait passé du chlore aux chloramines comme désinfectant secondaire, le San Francisco Health Department a reçu un petit nombre de plaintes concernant des dermatites (Weintraub et coll., 2006). Ces plaintes ont donné lieu à une enquête par questionnaire. En dépit d'une large publicité, seulement 17 personnes ont rempli le questionnaire sur les 2,4 millions de personnes qui résidaient dans la zone desservie. Parmi ces répondants, 11 avaient des antécédents d'allergie et 8, des antécédents de problèmes cutanés (p. ex., urticaire, zona, eczéma). Des 14 qui ont consulté un médecin, aucun ne se souvient d'avoir reçu un diagnostic. Selon les auteurs, étant donné l'hétérogénéité des plaintes (pas de liens entre les plaintes individuelles) et les problèmes de santé sous-jacents ou existants qui pouvaient expliquer les symptômes signalés, il est peu probable que les effets indiqués aient été causés par la chloramination. L'étude comportait certaines lacunes, notamment l'utilisation d'un échantillon de convenance, la taille réduite de l'échantillon ainsi que l'absence d'examen dermatologique et de validation du questionnaire. La couverture médiatique établissant un lien entre les plaintes relatives à l'état de santé et la chloramination peut avoir influencé le signalement des symptômes (Weintraub et coll., 2006).

De même, le Vermont's Champlain Water District et le Public Health Service des Centers for Disease Control and Prevention (CDC) ont conjointement enquêté sur les plaintes relatives à la santé ($n = 74$), par exemple, des symptômes touchant les voies respiratoires supérieures, un écoulement nasal et un larmoiement, une irritation de la gorge, des troubles gastro-intestinaux et une irritation cutanée et des démangeaisons après le passage du chlore aux chloramines comme désinfectant secondaire (CDC, 2008). Le passage à la monochloramine a été largement publicisé, et une campagne dans les médias contre la chloramination a été entreprise par People Concerned About Chloramine (PCAC) avant la conversion. Des visites domiciliaires et des entrevues téléphoniques (46 sujets sur 50 répondaient aux critères d'inclusion) ont été effectuées auprès des personnes qui s'étaient plaintes d'ennuis de santé. Vingt-cinq répondants (54 %) avaient au moins un problème de santé existant (allergies/asthme, problèmes cutanés, diabète, troubles auto-immuns, antécédents cardiaques, troubles respiratoires, arthrite, cancer). Des 32 personnes qui avaient consulté un médecin, huit ont reçu un diagnostic (cinq cas de psoriasis ou d'eczéma et un cas de liquide dans les poumons, d'éruptions et d'irritation oculaire superficielle). Seulement 23 des 34 participants qui avaient modifié leurs habitudes de consommation d'eau pour traiter leurs symptômes ont vu leur état s'améliorer. Des concentrations de chloramines de 1,8 à 2,3 mg/L ont été mesurées au point d'entrée dans le réseau de distribution. L'exposition des consommateurs n'a pas été mesurée, mais elle aurait été plus faible que la concentration à l'intérieur du réseau de distribution. Les symptômes peuvent avoir été influencés par l'auto-évaluation, la campagne médiatique et la présence de membres du PCAC lors des visites à domicile. Il n'a pas été possible d'établir un lien clair entre le traitement et les symptômes (CDC, 2008).

Un sondage de suivi a été mené auprès de 173 fournisseurs de soins de santé, dont des omnipraticiens, des médecins de soins primaires et des spécialistes, par le Vermont Department of Health afin d'évaluer la prévalence des problèmes de santé liés à l'utilisation de la monochloramine. Des 81 questionnaires retournés, aucun ne signalait de maladies directement liées à la consommation de monochloramine, et seulement deux patients présentaient des problèmes de santé existants qui auraient pu être exacerbés par la consommation d'eau chloraminée. Onze fournisseurs de soins ont dit ne pas être certains que les plaintes des patients soient liées à l'eau tandis que 59 ont indiqué que l'eau n'était pas à l'origine des plaintes des patients. On a conclu que certaines personnes pouvaient être sensibles à la monochloramine contenue dans l'eau (Vermont Department of Health, 2012).

Aucune association n'a été établie dans trois études entre le cancer de la vessie et l'eau potable chloraminée, comparativement à l'eau potable chlorée (Zierler et coll., 1986, 1988; McGeehin et coll., 1993).

McGeehin et coll. (1993) ont étudié l'association possible entre le cancer de la vessie et les méthodes de désinfection de l'eau potable dans le cadre d'une étude de cas témoins en population, réalisée au Colorado. Les cas (327 sujets atteints d'un cancer de la vessie) et les témoins (261 sujets présentant d'autres cancers, sauf le cancer colorectal et le cancer du poumon) ont été choisis à partir du Colorado Central Cancer Registry et étaient constitués uniquement de sujets blancs vivants âgés de 21 à 84 ans. Les antécédents résidentiels et l'historique de la source d'eau ainsi que des renseignements sur les facteurs de confusion potentiels ont été obtenus lors d'entrevues téléphoniques. On a établi un lien entre le lieu de résidence et les renseignements sur les services publics (p. ex., source de l'eau, type de désinfection) et utilisé cette corrélation pour créer des profils d'exposition. On a effectué une analyse de régression logistique pour tenir compte du tabagisme, de la consommation d'eau du robinet et de café et des antécédents médicaux. L'exposition moyenne par année-personne à des eaux de surface chloraminées était plus faible ($p = 0,02$) pour les cas (moyenne de 14,8 ans) que pour les témoins (moyenne de

18,8 ans). Le risque de cancer de la vessie diminuait à mesure qu'augmentait la durée de l'exposition aux eaux de surface chloraminées ($p < 0,01$), le risque estimé étant de 0,7 (intervalle de confiance [IC] de 95 %, 0,4–1,1) pour les sujets qui avaient consommé de l'eau chloraminée pendant 21 à 40 ans, tandis que pour ceux qui avaient consommé de l'eau chloraminée pendant plus de 40 ans, le rapport de cotes (RC) était de 0,6 (IC de 95 %, 0,4–1,0). Ce risque plus faible serait vraisemblablement attribuable à une diminution des années d'exposition à de l'eau chlorée et non à un effet protecteur quelconque de la chloramination, car aucune preuve biologique n'indique que la chloramination inhibe la transformation néoplasique de l'épithélium de la vessie. L'étude présentait certaines lacunes potentielles, notamment le changement des méthodes de désinfection effectué par certains services publics au fil du temps, l'hypothèse selon laquelle les paramètres de l'eau et les profils individuels de consommation d'eau étaient constants dans le temps, des lacunes dans les données historiques sur le traitement de l'eau et les profils d'exposition individuels et la possibilité d'un biais de rappel.

En se fondant sur les actes de décès du Massachusetts Department of Public Health, Zierler et coll. (1986) ont examiné les schémas de mortalité parmi les résidents de l'État (âgés de 45 ans ou plus) ayant consommé soit de l'eau traitée au chlore ou de l'eau potable traitée aux chloramines. Des sujets ont été assignés à chaque groupe selon le lieu de résidence au moment du décès. Aucune corrélation n'a été établie entre la mortalité due au cancer et la consommation d'eau chloraminée, mais on a observé dans le groupe consommant des chloramines un nombre de décès légèrement plus élevé dus à la pneumonie et à l'influenza (ratio standardisé de mortalité [SMR] de 118; IC de 116–120 pour l'eau chloraminée comparativement à un SMR de 98; IC de 95–100 pour l'eau chlorée). Les décès causés par un cancer de la vessie étaient modérément associés à l'eau potable traitée au chlore (SMR de 105; IC de 99–111), mais non à l'eau potable traitée aux chloramines (SMR de 91; IC de 88–98). Les résultats devraient être considérés comme préliminaires et qualitatifs, car l'étude présentait un certain nombre de lacunes (p. ex., antécédents d'exposition fondés sur le lieu de résidence au moment du décès, erreur dans l'attribution du statut de maladie, défaut d'évaluer l'historique des lieux de résidence antérieurs, la durée de l'exposition et la qualité de l'eau), et peuvent avoir été influencés par des facteurs de confusion non identifiés ou non contrôlés. Les auteurs ont aussi indiqué que, dans le cas des décès dus à une pneumonie, la pneumonie peut avoir été une cause secondaire du décès, le cancer ou une autre maladie sous-jacente étant vraisemblablement la cause principale.

Dans une étude de cas témoins subséquente, qui prenait en compte la durée de l'exposition, Zierler et coll. (1988) n'ont pu établir de corrélation entre la mortalité causée par un cancer de la vessie et la consommation d'eau de surface chloraminée. L'étude portait sur les données recueillies sur 614 personnes qui sont décédées d'un cancer primaire de la vessie après avoir été exposées à de l'eau de surface traitée au chlore ou aux chloramines pendant toute leur vie ou la moitié de leur vie. Le groupe témoin (1 074 personnes) était composé de cinq groupes de maladies : maladie cardiovasculaire, maladie vasculaire cérébrale, cancer du poumon, maladie pulmonaire obstructive chronique et cancer de la lymphe. Les facteurs de confusion potentiels (p. ex., âge, sexe, paquets-années de cigarettes, emploi, situation socio-économique) ont été fournis dans le cadre d'entrevues par personnes interposées et contrôlés à l'aide d'un modèle de régression logistique multiple. La fréquence des décès dus à un cancer de la vessie était plus élevée chez les personnes qui avaient habité toute leur vie dans des collectivités alimentées en eau potable chlorée que chez celles qui résidaient dans des collectivités alimentées en eau potable chloraminée. Cependant, l'U.S. EPA (1994b) a souligné qu'il était impossible de trouver des sujets témoins qui n'avaient pas été exposés au chlore ou aux chloramines et indiqué que la

relation entre la consommation d'eau chloraminée et l'incidence des cancers de la vessie ne peut être établie à partir des résultats de ces études.

9.1.3 Toxicité pour le développement et la reproduction

Dans la seule étude disponible sur les effets pour le développement, la chloramination était moins susceptible de causer des issues de grossesse indésirables que la chloration. Aschengrau et coll. (1993) ont réalisé une étude de cas témoins comparant les issues de grossesse indésirables (anomalies congénitales, mortinatalité, décès néonataux) avec les paramètres de qualité de l'eau potable de diverses collectivités (source, traitement, épreuves chimiques courantes). L'adresse domiciliaire au moment de l'issue de grossesse ou au cours du premier trimestre a été appariée aux analyses courantes de la qualité de l'eau menées par le Massachusetts Department of Environmental Protection et utilisée pour caractériser l'exposition. Après avoir effectué un ajustement pour tenir compte des facteurs de confusion potentiels (p. ex., race et âge de la mère, naissance antérieure avec anomalie congénitale, type de couverture d'assurance médicale, consommation d'alcool, source de l'eau), on a constaté que l'eau de surface chlorée était associée à un nombre accru d'enfants mort-nés (RC ajusté = 2,6; IC de 95 %, 0,9–7,5) et à des malformations importantes (RC ajusté = 1,5; IC de 95 %, 0,7–2,1) par rapport à l'eau potable chloraminée. Un certain nombre de lacunes (par exemple, l'absence de groupe témoin non traité, le fait de ne pas prendre en compte d'autres problèmes de santé de la mère, l'estimation sommaire de l'exposition individuelle, l'absence de données sur la consommation d'eau, l'absence de mesures des concentrations de chloramines) rendent difficile l'interprétation des résultats (Aschengrau et coll., 1993).

9.2 Effets sur les animaux de laboratoire

Les principaux effets observés dans le cadre des études sur la monochloramine étaient une diminution du gain pondéral, une réduction du poids des organes et des changements dans les paramètres sanguins. Cependant, des études appariées sur la consommation d'eau indiquent que ces effets sont probablement causés par une diminution de la consommation d'eau et ne seraient pas attribuables à la toxicité de la monochloramine (Daniel et coll., 1990, 1991; Poon et coll., 1997).

Aucune étude sur les effets cutanés n'a été recensée dans la documentation pour aucune des chloramines. La plupart des études sur l'exposition par voie orale chez les animaux portaient sur la monochloramine; une seule étude de toxicité subchronique par voie orale était disponible pour la dichloramine et la trichloramine. Aucune étude sur la toxicité par inhalation n'a été répertoriée pour la monochloramine ou la dichloramine. Deux études de toxicité aiguë étaient disponibles pour la trichloramine (Barbee et coll., 1983; Gagnaire et coll., 1994).

9.2.1 Toxicité aiguë

L'exposition aiguë par voie orale à la monochloramine a causé une irritation de l'estomac à fortes doses (Kato et coll., 1997; Nishiwaki et coll., 1997; Umeda et coll., 1999) alors que ses effets sur les paramètres sanguins (p. ex., le glutathion [GSH]) étaient transitoires (Abdel-Rahman et coll., 1984). L'inhalation de fortes doses de trichloramine a causé une grave irritation des voies respiratoires (Barbee et coll., 1983; Gagnaire et coll., 1994).

9.2.1.1 Exposition par voie orale

Aucun effet important sur les paramètres sanguins n'a été observé dans un nombre limité d'études de toxicité aiguë par voie orale de la monochloramine, bien que des effets sur l'estomac aient été constatés dans des études menées à fortes doses.

Il a été démontré que la monochloramine administrée par voie orale à des rats mâles (5/dose) à de fortes concentrations (20 mM, 60 mM et/ou 120 mM, équivalant à environ 1 000 mg/L, à 3 100 mg/L et à 6 200 mg/L) irritait la muqueuse gastrique et entravait le processus de cicatrisation des ulcères de l'estomac à des doses \geq 60 mM (équivalant à 11,25 mg/kg p.c., calculés), causant de graves lésions de la muqueuse (Kato et coll., 1997; Nishiwaki et coll., 1997; Umeda et coll., 1999).

Dans une autre étude portant sur plusieurs paramètres sanguins, des rats Sprague-Dawley mâles (4/dose) ont été gavés avec une seule dose de monochloramine dans de l'eau désionisée (0, 10 mg/L, 20 mg/L ou 40 mg/L) (Abdel-Rahman et coll., 1984). La fragilité osmotique n'a pas été touchée, alors que des hausses du taux sanguin de GSH, un antioxydant, ont été observées à 20 mg/L et à 40 mg/L 15 minutes après l'administration; ces valeurs se sont maintenues pendant 60 minutes, mais sont revenues à la normale au bout de 2 heures.

9.2.1.2 Exposition par inhalation

Barbee et coll. (1983) ont indiqué une CL_{50} par inhalation (1 h) de 112 ppm (550 mg/m³) chez des rats exposés à la trichloramine. Un œdème pulmonaire et la présence de liquide clair dans les poumons et la trachée ont été observés chez les animaux qui sont morts à la suite de l'exposition. Aucune mortalité n'a été observée à la concentration la plus faible de 58 ppm. À la concentration la plus élevée de 157 ppm, les rats présentaient certains symptômes, comme une irritation des yeux, un larmolement et une salivation excessifs, des halètements et de l'inactivité ainsi que des convulsions et un écoulement nasal.

Dans une autre étude sur l'exposition par inhalation visant à évaluer l'irritation des voies respiratoires supérieures causée par les produits chimiques en suspension dans l'air, des souris OF₁ mâles (n ~ 8/concentration) ont été exposées par voie oronasale à des doses de 0,19 à 5,0 ppm de trichloramine pendant 60 min (Gagnaire et coll., 1994). La RD_{50} , une concentration d'exposition produisant une diminution de 50 % de la fréquence respiratoire et une indication de l'irritation des voies respiratoires, a été établie à 2,5 ppm. Une fois l'exposition interrompue, la récupération était plutôt rapide, sauf à la dose la plus élevée, où les souris ont récupéré plus lentement.

9.2.2 Exposition de courte durée

9.2.2.1 Monochloramine : diminution du poids corporel et effets sanguins

Daniel et coll. (1990) ont exposé des rats Sprague-Dawley de la souche CrI:CD BR (10/sexe/dose) à 0, 25, 50, 100 et 200 mg/L de monochloramine dans l'eau potable (équivalent à 0, 1,8, 3,4, 5,8 et 9,0 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et à 0, 2,6, 4,3, 7,7 et 12,1 mg/kg p.c. par jour pour les femelles) pendant 90 jours. Une réduction importante liée à la dose de la consommation quotidienne d'eau a été constatée chez les deux sexes à toutes les doses. On a aussi remarqué une baisse importante du gain pondéral (mâles à \geq 50 mg/L et femelles à 200 mg/L) et du poids corporel final (les deux sexes à la dose la plus élevée). Des changements ont également été observés dans certains paramètres hématologiques et dans le poids absolu et relatif des organes en l'absence d'effets histopathologiques. Les résultats des analyses biochimiques montraient une diminution liée à la dose du taux de calcium à toutes les doses chez les mâles traités, tandis qu'une hausse a été observée chez les femelles à la plus forte dose seulement. Les

changements hématologiques et les changements dans les paramètres biochimiques n'étaient pas liés à la dose ou significatifs sur le plan biologique ou alors, ils se situaient dans les limites de la normale pour les rats de cet âge et de cette souche. On a proposé une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 100 mg/L (équivalent à 7,7 mg/kg p.c. par jour pour les femelles et à 5,8 mg/kg p.c. par jour pour les mâles) en se fondant sur le poids corporel final. Les auteurs ont suggéré de réaliser une étude appariée sur la consommation d'aliments et d'eau (où les sujets témoins reçoivent une quantité réduite d'eau, équivalente à celle du groupe traité) afin d'établir une distinction entre les effets toxiques systémiques et les effets sur le gain pondéral dus à une aversion gustative.

Une baisse du gain pondéral (≥ 50 mg/L chez les mâles et ≥ 100 mg/L chez les femelles), du poids corporel final (à ≥ 100 mg/L chez les deux sexes), de la consommation d'eau ($\geq 12,5$ mg/L pour les femelles; ≥ 100 mg/L pour les mâles) et de la consommation d'aliments (femelles seulement à 100 ppm et plus) a aussi été observée chez des souris B6C3F1 exposées à des concentrations de monochloramine de 0, 12,5, 25, 50, 100 et 200 mg/L (équivalent à 0, 2,5, 5, 8,6, 11,1 et 15,6 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et à 0, 2,8, 5,3, 9,2, 12,9 et 15,8 mg/kg p.c. par jour pour les femelles) administrées dans l'eau potable pendant 90 jours (Daniel et coll., 1991). Des changements dans le poids relatif et absolu des organes à une dose de ≥ 100 ppm ont été constatés en l'absence de lésions macroscopiques ou microscopiques liées au composé. Une augmentation liée à la dose des globules blancs a été remarquée chez les souris femelles à 25 mg/L et plus; des hausses ont aussi été mesurées chez les mâles, mais ces augmentations n'étaient pas liées à la dose. Par ailleurs, une diminution marquée du pourcentage de neutrophiles a été mesurée tant chez les souris mâles que chez les souris femelles aux deux doses les plus élevées, et une augmentation du nombre de lymphocytes a été observée chez les mâles seulement aux deux doses les plus fortes. D'autres changements hématologiques et biochimiques ont aussi été relevés à des doses de 12,5 mg/L et plus, mais ces modifications étaient irrégulières et non liées à la dose. Les auteurs ont établi une DSENO de 50 mg/L (8,6 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et 9,2 mg/kg p.c. par jour pour les femelles) en se fondant sur une diminution du poids des organes, du gain pondéral et de la consommation d'aliments et d'eau. Ils ont indiqué que les effets observés pouvaient être une conséquence de la consommation réduite d'eau causée par une aversion gustative (Daniel et coll., 1991).

L'incidence de l'aversion pour le goût et d'une consommation réduite d'eau sur le poids corporel et le poids des organes a été évaluée par Poon et coll. (1997) à l'aide de rats Sprague-Dawley mâles (10/dose) exposés à 0 ou à 200 ppm de monochloramine (équivalent à 0 ou à 21,6 mg/kg p.c. par jour, tel que calculé par les auteurs de l'étude) pendant 13 semaines. Un groupe témoin recevant de l'eau (consommation d'eau restreinte) et un groupe témoin (recevant à volonté de l'eau tamponnée à l'aide de bicarbonate) ont été utilisés. Au cours de l'étude, le groupe recevant de la monochloramine consommait systématiquement moins d'eau ($p < 0,05$) que le groupe témoin qui recevait de l'eau à volonté. Le groupe recevant de la monochloramine et le groupe témoin apparié recevant de l'eau présentaient une diminution comparable du gain pondéral, du poids corporel final et de la consommation d'aliments. Des changements dans le poids des organes et des modifications mineures dans la biochimie, l'hématologie, l'immunologie et l'histopathologie ont également été remarqués dans le groupe traité ainsi que dans le groupe témoin apparié qui a reçu de l'eau. Les auteurs ont conclu que ces changements étaient liés à la consommation réduite d'eau et d'aliments observée dans les deux groupes et non à la toxicité de la monochloramine.

Une perte de poids corporel (50 ppm et plus) et une consommation réduite d'eau (25 ppm et plus) ont été observées chez les souris A/J mâles (12/dose) qui ont reçu de la monochloramine

dans l'eau potable (0, 2,5, 25, 50, 100 ou 200 ppm) pendant 30 jours (Moore et coll., 1980). Aucun signe d'hémolyse ou d'autres effets sur le sang n'a été signalé.

En revanche, chez des singes verts africains adultes (cinq mâles et sept femelles) exposés à des doses de monochloramine dans l'eau potable pouvant atteindre 100 mg/L par jour (10 mg/kg p.c. par jour) suivant un protocole à dose croissante², on n'a recensé aucun effet indésirable sur le poids corporel ou la fonction thyroïdienne (concentrations sériques de thyroxine [T4]), l'hématologie, les fonctions oxydatives des cellules du sang ou la chimie sérique (Bercz et coll., 1982). Trois autres produits chimiques (dioxyde de chlore, chlorite de sodium et chlorate de sodium) ont aussi été testés sur les mêmes singes, avec une période de repos de 9 semaines avant l'introduction d'un nouveau produit chimique. On n'a prévu aucun groupe témoin distinct et on a utilisé les singes comme leurs propres témoins.

De même, aucun signe de toxicité manifeste, aucune baisse du gain pondéral et aucun changement hématologique n'ont été observés chez les rats exposés à de la monochloramine dans l'eau potable (jusqu'à 100 mg/L) pendant 45 jours, dans une étude commanditée par le Health Effects Research Laboratory de l'U.S. EPA (Bull, 1980). On a toutefois noté une plus faible quantité de méthémoglobine dans le sang à la dose la plus élevée, contrairement à la hausse prévue par les auteurs, à la lumière des observations faites sur des patients dialysés à l'aide d'eau du robinet chloraminée (Eaton et coll., 1973; Kjellstrand et coll., 1974; Klein, 1986; Fluck et coll., 1999; Junglee et coll., 2010).

Au bout de trois mois, le poids corporel avait considérablement diminué à la dose la plus élevée chez des rats Sprague-Dawley mâles (4/dose) exposés à des doses de monochloramine dans l'eau potable de 0, 1, 10 ou 100 mg/L pendant une période pouvant atteindre 12 mois (Abdel-Rahman et coll., 1984). On a aussi examiné les paramètres sanguins; cependant, les changements observés (fragilité osmotique accrue du sang et taux réduit de GSH sanguin) n'étaient pas uniformes dans les groupes de traitement et n'étaient pas liés à la dose ou au temps. D'autres paramètres (diminution du nombre de globules rouges et du taux d'hématocrite) ont été observés à mi-durée de l'étude, mais non après 10 mois. La concentration en hémoglobine et la concentration corpusculaire moyenne en hémoglobine étaient réduites à 100 mg/L après 10 mois, ce qui, selon les auteurs, est une indication de lésions chez les érythrocytes. Aucune donnée sur la consommation d'eau n'était fournie dans cette étude; cependant, les auteurs ont noté une diminution importante du poids corporel à 100 mg/L, ce qui a pu avoir des effets sur les paramètres sanguins, comme il a été observé dans d'autres études citées ci-dessus.

9.2.2.2 Monochloramine : effets immunotoxiques

Les effets immunotoxiques de la monochloramine ont été étudiés par Exon et coll. (1987). Des rats Sprague-Dawley mâles (12/dose) ont été exposés à des concentrations de monochloramine dans l'eau potable (0, 9, 19 ou 38 ppm) pendant 9 semaines à compter du sevrage (rats âgés de 3 semaines). Une diminution du poids relatif et absolu de la rate à la dose la plus élevée et une production accrue de prostaglandine E2 par les cellules résidentes adhérentes du péritoine ont été observées aux deux doses les plus élevées. D'autres effets ont été observés, notamment une diminution (relation dose-effet inverse) de la synthèse d'anticorps présents dans le sérum, aux deux doses les plus faibles (9 et 19 ppm). Un examen effectué par l'U.S. EPA (1994a) a indiqué que l'importance biologique de ces effets immunotoxiques de la monochloramine n'était pas claire, car il n'y avait pas de corrélation entre les divers paramètres

² L'étude portait également sur d'autres produits chimiques présents dans l'eau potable.

immunologiques étudiés. On a également relevé des lacunes dans certaines des méthodes utilisées (p. ex., le test ELISA pour analyser les anticorps). Aucun autre résultat remarquable n'a été relevé pour ce qui est du poids corporel ou dans les autres immunoessais utilisés (Exon et coll., 1987).

Aucun effet immunotoxique³ attribuable à une exposition à la monochloramine n'a été observé lorsque des souris B6C3F1 femelles (8/dose) étaient exposées à de la monochloramine dans l'eau potable à des doses de 0, 2, 10, 20, 100 et 200 ppm (0, 0,4, 2, 4, 20 et 40 mg/kg p.c. par jour) pendant 28 jours (NTP, 2000; Guo et coll., 2011).

Au cours d'une étude de 13 semaines sur l'eau potable, une augmentation faible, mais statistiquement significative de l'activité de transformation des lymphocytes induite par la concanavaleine A (une mesure de l'agglutination des cellules) a été observée chez des rats Sprague-Dawley mâles (10/groupe) qui ont reçu 200 ppm (21,6 mg/kg p.c. par jour) de monochloramine dans l'eau potable, comparativement à un groupe témoin apparié qui avait consommé de l'eau (Poon et coll., 1997). Un deuxième groupe témoin a reçu à volonté de l'eau tamponnée à l'aide de bicarbonate pendant toute la durée de l'étude. Le groupe ayant reçu de la monochloramine et le groupe témoin apparié qui a reçu de l'eau présentaient tous deux une diminution comparable du gain pondéral, ce que les auteurs ont attribué à la consommation réduite d'eau et d'aliments dans les deux groupes. Les auteurs ont aussi conclu que la monochloramine n'avait probablement pas d'effets immunotoxiques, car aucun effet n'a été observé sur le poids relatif du thymus et aucun changement histopathologique lié au traitement n'a été décelé dans le thymus et la rate.

9.2.2.3 Dichloramine et trichloramine

La toxicité par voie orale de la dichloramine et de la trichloramine a été évaluée dans une seule étude de toxicité subchronique. Des effets biochimiques et des effets histologiques légers à minimes ont été décelés à des doses de 0,2 ppm et plus chez les femelles et les mâles en l'absence de signes cliniques ou de variation du gain pondéral.

Des rats Sprague-Dawley (10/sexe/dose) ont été exposés à de la dichloramine (0, 0,2, 2, 20 et 200 ppm; équivalant à 0, 0,19, 0,19, 1,9 et 18 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et à 0,025, 0,26, 2,5 et 24 mg/kg p.c. par jour pour les femelles) ou à de la trichloramine (0, 0,2, 2, 10 et 90 ppm; équivalant à 0,020, 0,23, 1,1 et 9,6 mg/kg p.c. par jour pour les mâles et à 0,028, 0,29, 1,3 et 13 mg/kg p.c. par jour pour les femelles) dans l'eau potable pendant 13 semaines (Nakai et coll., 2000). La dichloramine a produit des effets histologiques minimes (hyperplasie épithéliale) dans le cardia de l'estomac à ≥ 2 ppm ($\geq 0,19$ mg/kg p.c. par jour) chez les mâles et à ≥ 20 ppm ($\geq 2,5$ mg/kg p.c. par jour) chez les femelles. Des effets minimes ou légers ont été observés dans le rein et la thyroïde sans lien clair dose-réponse et en l'absence de changements dans le poids relatif des organes ou de manifestations cliniques. D'autres effets relativement légers, considérés comme des effets adaptatifs, ont aussi été constatés dans le foie. L'exposition à la trichloramine a produit des effets histologiques minimes ou légers dans la thyroïde à 2 ppm et plus tant chez les mâles ($\geq 0,23$ mg/kg p.c. par jour) que chez les femelles ($\geq 0,29$ mg/kg p.c. par jour). Des changements minimes à légers (considérés adaptatifs par les auteurs) ont été observés dans le foie des mâles à $\geq 0,2$ ppm ($\geq 0,02$ mg/kg p.c. par jour), tandis qu'une dose de 90 ppm (13 mg/kg p.c. par jour) a causé une augmentation de l'activité enzymatique du foie chez les femelles. À la plus forte dose, des changements histopathologiques minimes ont aussi été décelés dans le rein chez

³Les paramètres d'immunotoxicité comprenaient l'essai d'activité des cellules tueuses naturelles, les titres d'anticorps de l'IgM; la technique des plages d'hémolyse; une numération des globules rouges; une numération et une analyse différentielle des globules blancs et le poids des organes (y compris le thymus et la rate).

les mâles et une augmentation du poids relatif des reins a été observée chez les mâles et les femelles. Bien que des changements histologiques aient été notés dans le rein chez les femelles à toutes les doses, aucune relation dose-réponse n'a été observée pour ce qui est de l'incidence ou de la gravité.

Il convient de souligner que la consommation d'eau était réduite dans les deux études et que les effets minimaux signalés n'étaient pas associés à des manifestations cliniques dans la plage de doses étudiées.

9.2.3 Exposition de longue durée et cancérogénicité

Dans le cadre du National Toxicological Program (NTP, 1992; Dunnick et Melnick, 1993), on a exposé des rats F344/N et des souris B6C3F1 (n = 70/sexe/espèce/groupe) à de la monochloramine dans l'eau potable⁴ (0, 50, 100 et 200 ppm) pendant 2 ans. Les doses équivalentes moyennes pondérées⁵ étaient de 0, 2,6, 4,8 et 8,7 mg/kg p.c. par jour chez les rats mâles et de 0, 2,7, 5,2 et 9,5 mg/kg p.c. par jour chez les rats femelles, de 0, 7,4, 14,0 et 23,8 mg/kg p.c. par jour chez les souris mâles et de 0, 7,6, 14,2 et 24,2 mg/kg p.c. par jour chez les souris femelles. Des sacrifices intérimaires (10/sexe/espèce/dose) ont été effectués aux semaines 14 et 66. On a observé chez les rats et les souris une diminution liée à la dose de la consommation d'eau pendant presque toute la durée de l'étude, diminution qui a été attribuée à une aversion pour le goût.

Chez les rats F344/N traités, la consommation d'aliments était comparable à celle des groupes témoins. Cependant, le poids corporel moyen dans le groupe de rats exposés à la plus forte dose (les deux sexes) a diminué (de 5 à 10 %) par rapport aux rats qui ont reçu une dose faible ou intermédiaire. Des changements dans le poids absolu et relatif du foie, du cerveau et/ou du rein ont été observés, mais ces variations étaient considérées par les auteurs comme liées à un poids corporel plus faible et non pertinentes sur le plan biologique. Chez les rats F344/N femelles, on a constaté une augmentation marginale statistiquement significative de l'incidence de leucémie à cellules mononucléées (LCM) aux deux doses les plus élevées, mais cette hausse n'était pas liée à la dose, puisque les réponses à ces deux doses étaient très semblables : 8/50 (16 %), 11/50 (22 %), 15/50 (30 %) et 16/50 (32 %) pour le groupe témoin et les groupes à faible dose, à dose intermédiaire et à forte dose, respectivement. Par ailleurs, cette augmentation marginale se situait dans les limites (quoique dans les limites supérieures) indiquées pour les groupes témoins historiques (16 à 33 %) et aucune réduction de la période de latence pour le développement de la LCM n'a été constatée chez les rats femelles traités. Selon le NTP (1992), les éléments de preuve à l'appui d'une association entre la LCM chez les rats femelles et la consommation d'eau chloraminée sont faibles. Aucune hausse de la LCM n'a été observée chez les rats mâles. Aucun autre résultat clinique, effet hématologique, effet sur la survie ou lésion macroscopique ou microscopique n'était attribuable à la consommation d'eau chloraminée. Une DSENO a été établie à 8,7 mg/kg p.c. par jour (200 ppm), compte tenu de l'absence d'effets nocifs significatifs sur le plan biologique chez les rats mâles exposés à la plus forte concentration d'essai. Bien que

⁴ L'eau potable était tamponnée, filtrée au charbon et désionisée.

⁵ Calcul des échantillons tirés de NTP (1992), annexe L (tableaux L3, L4, L7 et L8); dose par jour : [(13 semaines/nombre total de semaines) X valeur moyenne pour les semaines 1 à 13] + [(39 semaines/nombre total de semaines) * valeur moyenne pour les semaines 14 à 52] + [(49 semaines/nombre total de semaines) X valeur moyenne pour les semaines 53 à 101] = doses équivalentes moyennes pondérées calculées

des poids corporels plus faibles aient été mesurés à ce niveau d'exposition, cette diminution était vraisemblablement causée par une aversion pour le goût de l'eau potable.

Chez les souris (des deux sexes), il y avait aussi une diminution liée à la dose du poids corporel moyen pendant la plus grande partie de l'étude. La consommation d'aliments était semblable chez les souris mâles traitées et les sujets témoins et n'était que légèrement plus faible chez les femelles recevant une forte dose que chez les sujets témoins. Des changements dans le poids absolu et relatif des organes (rein, foie et cerveau) ont aussi été observés chez les souris exposées à une dose élevée et considérés comme liés à un poids corporel plus faible. Aucun autre résultat clinique, effet sur la survie ou lésion macroscopique ou microscopique n'était attribuable à la consommation d'eau chloraminée.

Au moment de l'étude, dans les conditions de l'essai biologique, le NTP (1992) a conclu à des signes équivoques de cancérogénicité, fondées sur la LCM, chez les rats F344/N femelles et à une absence de preuve de cancérogénicité chez les rats F344/N mâles ou chez les souris B6C3F1 des deux sexes. En 2006, le NTP a cessé d'utiliser des rats F344 dans les études de cancérogénicité (King-Herbert et Thayer, 2006; Maronpot et coll., 2016) en raison de l'incidence de fond élevée et variable de LCM chez les rats F344, de la spécificité de la LCM pour l'espèce et la souche et de son importance discutable pour les humains, en particulier lorsque les taux s'inscrivent dans les valeurs historiques normales pour les sujets témoins (King-Herbert et Thayer, 2006; Maronpot et coll., 2016).

Dans un essai sur les foyers hépatiques chez le rat, la chloramine n'a pas induit d'augmentation des foyers hépatiques positifs de la gamma-glutamyl-transférase (foyers positifs de la GGT, un indicateur de cancérogénicité) chez des rats Sprague-Dawley mâles exposés à 14,75 mg/kg de chloramine dans l'eau potable (Herren-Freund et Pereira, 1986). Selon cette étude, la monochloramine ne présentait aucun potentiel de formation de tumeurs. Des résultats négatifs ont aussi été obtenus pour des échantillons d'eau potable concentrés désinfectés à la monochloramine dans un autre essai sur les foyers hépatiques chez les rats (Miller et coll., 1986).

9.2.4 Génotoxicité

La documentation sur la génotoxicité des chloramines est limitée à quatre études in vitro et à deux études in vivo; ces études portaient sur la toxicologie génétique de la monochloramine seulement. La monochloramine ne s'est pas révélée génotoxique dans les études in vivo non plus que dans un test d'Ames modifié, mais était faiblement mutagène dans un test avec *Bacillus subtilis*.

9.2.4.1 Résultats in vitro

Dans les études in vitro, la monochloramine s'est révélée faiblement mutagène dans un essai avec *Bacillus subtilis* (Shih et Lederberg, 1976a), mais non avec *Salmonella typhimurium* TA100 dans un test d'Ames modifié sans activation métabolique (Thomas et coll., 1987).

La monochloramine a induit des cassures simple-brin d'ADN dans *Bacillus subtilis* (Shih and Lederberg, 1976b), des cassures double-brin dans l'ADN plasmidique (Shibata et coll., 1999), une fragmentation de l'ADN et des cassures double-brin de l'ADN ainsi que la condensation de la chromatine dans les cellules de la muqueuse gastrique des lapins et des cellules cancéreuses gastriques chez l'humain (Suzuki et coll., 1997, 1998).

9.2.4.2 Résultats *in vivo*

La monochloramine n'a pas induit de lésions chromosomiques *in vivo* dans la moelle osseuse ou le sperme des souris exposées par voie orale.

Aucune augmentation des érythrocytes polychromatiques micronucléés ou des aberrations chromosomiques n'a été observée dans la moelle osseuse de souris Swiss CD-1 (5/sexe/dose) gavées avec 1 ml de 0, 50 mg/L, 100 mg/L ou 200 mg/L de monochloramine par jour pendant 5 jours, puis sacrifiées (Meier et coll., 1985). Dans la même étude, les doses de gavage de monochloramine (0, 50 mg/L, 100 mg/L ou 200 mg/L) chez les souris Swiss CD-1 (4/sexe/dose) n'ont pas non plus causé d'aberrations chromosomiques.

Abdel-Rahman et coll. (1984) ont examiné la synthèse de l'ADN dans divers organes (par incorporation de ³H-thymidine dans le noyau), en administrant de la thymidine-méthyl par voie intrapéritonéale à des rats traités à des doses de 0, 1 mg/L, 10 mg/L et 100 mg/L de monochloramine pendant 3 mois. Une augmentation de la synthèse de l'ADN (indiquée par une captation accrue de ³H-thymidine dans le noyau des cellules des testicules) a été observée à 100 mg/L après un traitement de 3 mois, tandis qu'une captation accrue dans le noyau des cellules du rein et de la rate a été constatée aux deux doses les plus faibles (1 mg/L et 10 mg/L) seulement. La monochloramine n'a pas augmenté le nombre d'anomalies de la tête des spermatozoïdes chez les souris B6C3F1 mâles (10/groupe) gavées avec 1 ml de 0, 50 mg/L, 100 mg/L ou 200 mg/L de monochloramine par jour pendant 5 jours, puis sacrifiées (Meier et coll., 1985).

9.2.5 Toxicité pour la reproduction et le développement

Aucun effet sur le développement ou la reproduction n'a été observé dans deux études limitées de toxicité par voie orale chez des rats auxquels de la monochloramine avait été administrée dans l'eau potable. Aucune étude n'a été répertoriée pour la dichloramine et la trichloramine.

Des rats Long-Evans adultes mâles (12/dose) et femelles (24/dose) ont été gavés avec de la monochloramine administrée dans l'eau potable à des doses de 0, 2,5, 5 et 10 mg/kg p.c. par jour pendant 66 jours (mâles) et 76 jours (femelles) avant et pendant l'accouplement. Le dosage a été maintenu pendant toute la gestation et jusqu'au 21^e jour de lactation pour les femelles (Carlton et coll., 1986). Aucun changement n'a été observé dans le gain pondéral, l'hématologie, la fertilité, l'histopathologie des organes de la reproduction ou les paramètres du sperme (dont la motilité, la morphologie et le nombre) chez les adultes. La lactation, la viabilité des portées, la taille des portées, le poids moyen des petits et le premier jour d'ouverture des yeux n'ont pas été touchés jusqu'au 21^e jour postnatal. Plusieurs petits femelles ont été mis sous observation pendant 28 à 40 jours après la naissance, et aucun effet n'a été observé sur le nombre moyen de jours avant l'ouverture du vagin. L'étude ne comporte pas d'analyse statistique des données.

Aucune anomalie importante externe, anomalie des tissus mous ou résorption n'ont été constatées chez les fœtus, lorsque les rats Sprague-Dawley femelles (6/dose) étaient exposés à de la monochloramine dans l'eau potable (0, 1 mg/L, 10 mg/L ou 100 mg/L) pendant deux mois et demi avant l'accouplement et jusqu'au 20^e jour de gestation (Abdel-Rahman et coll., 1982). L'étude ne fournissait pas de renseignements sur les analyses statistiques, le poids maternel, la consommation d'eau potable et la consommation de monochloramine. On a également utilisé un petit nombre d'animaux par dose et indiqué les effets sur les fœtus en se fondant sur les petits individuels plutôt que sur la portée ou l'unité materno-fœtale.

10.0 Classification et évaluation

Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC, 2004) a déterminé que la monochloramine était « inclassable en ce qui concerne sa cancérogénicité pour les humains » (groupe 3), compte tenu des preuves insuffisantes recueillies chez les humains et les animaux de laboratoire. De même, l'U.S. EPA (1994a) considère que la monochloramine n'est pas classable pour ce qui est de sa cancérogénicité pour les humains (groupe D), compte tenu des preuves insuffisantes d'effets cancérogènes chez les humains et les animaux. Dans l'étude du NTP (1992), on a conclu que les indications d'activité carcinogène fondées sur une incidence accrue de LCM étaient équivoques (marginales) chez les rats femelles et que l'eau chloraminée ne montrait aucun signe d'activité cancérogène chez les rats et les souris mâles ou chez les souris femelles. Bien qu'une incidence accrue de LCM ait été observée chez les rats femelles, rien n'indique l'existence d'une relation dose-réponse et d'une relation temporelle entre une augmentation de la dose et l'incidence de tumeurs. On a par ailleurs souligné que la LCM affichait un taux spontané d'occurrence chez les rats F344 femelles et que les concentrations indiquées dans l'étude du NTP (1992) se situaient dans la plage des valeurs historiques pour les témoins (U.S. EPA, 1994a). Le NTP a depuis cessé d'utiliser des rats F344 dans ses études de cancérogénicité en raison de l'incidence de fond élevée et variable de LCM chez les rats F344, de la spécificité de la LCM pour l'espèce et la souche et de son importance discutable pour les humains, en particulier lorsque les taux s'inscrivent dans les valeurs historiques normales pour les sujets témoins (King-Herbert et Thayer, 2006; Maronpot et coll., 2016).

Les bases de données sur la dichloramine et la trichloramine étaient limitées, seulement deux études de toxicité subchronique par voie orale ou dans l'eau potable étant disponibles. Bien que d'autres études soient disponibles pour la trichloramine par inhalation, elles portent sur des expositions en milieu professionnel et dans les piscines intérieures, dans des conditions différentes de celles qui sont présentes dans les réseaux d'eau potable. Il est peu probable que de la trichloramine soit produite lors de l'utilisation résidentielle d'eau potable chloraminée (p. ex., pendant la douche ou le bain).

La base de données sur la monochloramine est mieux caractérisée et compte des études de toxicité par voie orale, dont plusieurs études de dosage dans l'eau potable. Dans l'eau potable, la monochloramine est la chloramine prédominante, alors que la dichloramine et la trichloramine sont rarement décelées.

Une diminution du gain pondéral a été mesurée chez les animaux dans certaines études sur les effets chroniques et subchroniques de la monochloramine chez des rats et des souris. Ces effets sont survenus à des doses de 50 à 200 ppm (2,6–9,5 mg/kg p.c. par jour pour les rats; 7,4–24,2 mg/kg p.c. par jour pour les souris). Plusieurs auteurs ont indiqué que cette réponse était probablement liée à une consommation d'eau réduite chez les rongeurs (Daniel et coll., 1990, 1991; NTP, 1992), vraisemblablement en raison d'une aversion gustative à de fortes doses de chloramine dans l'eau potable, et n'est donc pas considérée comme biologiquement significative. Cette opinion est aussi partagée par l'U.S. EPA (1994b) et l'OMS (2011). Poon et coll. (1997) ont fait la démonstration de cet effet en ajoutant à leur étude un groupe témoin apparié ne recevant que de l'eau et observé des changements dans le poids corporel et le poids des organes ainsi que des changements mineurs dans la biochimie, l'hématologie, l'immunologie et l'histopathologie dans le groupe traité de même que dans les groupes témoins appariés qui ont reçu de l'eau. Les auteurs ont conclu que ces changements étaient liés à une consommation réduite d'eau et d'aliments et non à la toxicité de la monochloramine.

Certains effets immunologiques possibles ont été signalés, mais l'importance biologique de ces effets n'est pas claire. Dans des études limitées, aucun effet lié au traitement n'a été observé sur le développement ou la reproduction chez les rats exposés à la monochloramine dans l'eau potable. Il faut également souligner que la monochloramine se décompose rapidement dans l'estomac (voir la section 9.2.3), formant d'autres composés potentiellement toxiques (p. ex., SPD) selon le contenu et le pH de l'estomac.

Chez les humains, les résultats des études et des sondages disponibles n'indiquent aucun effet nocif sur la santé attribuable à une exposition à la monochloramine dans l'eau potable. Étant donné les limites de ces études (évaluation de l'exposition laissant à désirer, chloramination utilisée comme témoin, biais de l'échantillon), il n'a pas été possible de tirer des conclusions définitives. Il n'y a pas eu de rapports publiés d'irritation cutanée ou oculaire chez les humains après un bain ou une douche à l'eau du robinet chloraminée. Aucun renseignement n'est en outre disponible sur la toxicité systémique potentielle pouvant être causée par une exposition aux chloramines par voie cutanée.

Aucun paramètre toxique n'a été établi pour une exposition à la monochloramine (ou à la dichloramine ou à la trichloramine) en raison de l'absence de toxicité observée dans les études menées sur les rongeurs et les humains. Il n'a donc pas été jugé nécessaire d'établir une valeur basée sur la santé pour les chloramines dans l'eau potable.

10.1 Considérations esthétiques

Les chloramines sont généralement moins perceptibles et moins déplaisantes que le chlore libre. La monochloramine ne contribue ordinairement pas de façon importante aux problèmes de goût et d'odeur indésirables aux concentrations généralement utilisées dans l'eau potable; la présence de dichloramine et de trichloramine est plus susceptible d'amener les consommateurs à se plaindre du goût et de l'odeur. Ces plaintes peuvent constituer une source importante d'information pour les services publics lorsqu'ils adoptent des stratégies opérationnelles d'atténuation des goûts et des odeurs consistant à traiter l'eau afin d'éliminer les précurseurs de goûts et d'odeurs, à rincer le réseau de distribution et à réduire le temps de rétention et de séjour de l'eau dans le réseau de distribution. La principale fonction de la monochloramine est d'assurer une désinfection secondaire et de protéger ainsi la santé publique en maintenant l'innocuité microbiologique des sources d'approvisionnement en eau potable pendant la distribution. Par conséquent, lorsque des concentrations élevées de chloramines sont nécessaires pour maintenir des concentrations résiduelles efficaces de désinfectant dans l'ensemble du réseau de distribution, les seuils de détection du goût peuvent être dépassés.

10.2 Considérations internationales

Plusieurs organismes ont adopté des lignes directrices ou des règlements sur la concentration de chloramines dans l'eau potable, tous fondés sur la même étude d'exposition chronique de deux ans (NTP, 1992), qui indique une DSENO de 200 ppm, soit la plus forte dose utilisée dans l'étude. Aucun des organismes n'a appliqué de facteurs d'incertitude supplémentaire pour tenir compte de la cancérogénicité possible, car les effets carcinogènes signalés dans l'étude étaient équivoques et que la fréquence des tumeurs se situait dans la plage observée chez les témoins historiques.

L'U.S. EPA (1998) a établi une concentration résiduelle maximale de désinfectant et une concentration résiduelle maximale cible de désinfectant pour les chloramines, toutes deux fixées à 4,0 mg/L (4 000 µg/L) et mesurées sous forme de chlore combiné total (Cl₂). L'U.S. EPA (1998), qui reconnaît les avantages que présentent l'ajout en continu d'un désinfectant et le maintien

d'une concentration résiduelle pour contrôler les pathogènes dans le réseau de distribution, estime que les concentrations résiduelles maximales de désinfectant constituent des normes applicables, comparables à la concentration maximale de contaminants. Les concentrations résiduelles maximales de désinfectant et les concentrations résiduelles maximales cibles sont équivalentes parce qu'aucune limite n'est imposée par les méthodes analytiques ou les techniques de traitement.

L'Organisation mondiale de la Santé (2004, 2011) a adopté une recommandation de 3 mg/L (ou 3 000 µg/L) pour l'eau potable, en se fondant sur la même étude du NTP (1992). L'OMS (2011) a souligné qu'elle ne disposait pas de données suffisantes pour établir une recommandation pour les deux autres formes de chloramines inorganiques, à savoir la dichloramine et la trichloramine. La recommandation australienne pour les chloramines dans l'eau potable est aussi fixée à 3,0 mg/L (NHMRC, 2011) et fondée sur la même étude du NTP (1992).

11.0 Justification

Le but premier de la désinfection secondaire au moyen de monochloramine est de protéger la santé publique en maintenant l'innocuité microbiologique de la source d'approvisionnement en eau potable pendant la distribution. Les risques pour la santé des chloramines ou de leurs SPD sont beaucoup plus faibles que les risques liés à la consommation d'une eau qui n'a pas été adéquatement désinfectée. Des effets minimes ou nuls ont été observés chez les humains et les animaux après ingestion de monochloramine, l'effet le plus important étant une diminution du gain pondéral dans les études sur les animaux. Cet effet est toutefois attribué à une consommation d'eau réduite en raison d'une aversion pour le goût de l'eau potable contenant de fortes concentrations de monochloramine. On ne dispose pas de renseignements suffisants sur la dichloramine et la trichloramine pour établir un lien quelconque avec des effets indésirables sur la santé chez les animaux ou les humains. Ces formes ne sont en outre pas souvent décelées dans l'eau potable.

Des valeurs basées sur la santé ont été déterminées pour les chloramines dans d'autres pays ou par des organismes internationaux. L'OMS et l'Australie ont adopté des valeurs guides pour les chloramines de 3 mg/L dans l'eau potable tandis que l'U.S. EPA a établi une concentration résiduelle maximale cible de désinfectant de 4 mg/L pour les chloramines. Ces valeurs basées sur la santé ont toutes été tirées de la même étude du NTP (1992), à partir de la plus forte dose administrée. Ces normes et lignes directrices sont considérées prudentes puisque cette étude et les autres études disponibles ne signalent aucun effet sur la santé. L'étude n'a pas indiqué de DSENO véritable en raison des considérations esthétiques qui limitent les doses maximales administrées aux rongeurs. En se fondant sur l'absence d'effets toxiques observés dans les études sur les rongeurs, le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable a jugé qu'il n'était pas nécessaire de formuler une recommandation pour les chloramines contenues dans l'eau potable. Le Comité a également déterminé qu'il n'était pas nécessaire de fixer un objectif esthétique puisque les concentrations ordinairement présentes dans l'eau potable se situent dans les limites acceptables pour ce qui est du goût et de l'odeur et que la protection des consommateurs contre les risques microbiens demeure primordiale.

Lorsque des chloramines sont utilisées pour la désinfection de l'eau potable, il est recommandé d'en déterminer la concentration en fonction d'un réseau précis afin de s'assurer de l'efficacité de la désinfection et du maintien d'une concentration résiduelle adéquate tout en réduisant au minimum la formation de sous-produits et les problèmes esthétiques.

12.0 Références

Abdel-Rahman, M.S., Berardi, M.R. and Bull, R.J. (1982). Effect of chlorine and monochloramine in drinking water on the developing rat fetus. *J. Appl. Toxicol.*, 2(3): 156–159.

Abdel-Rahman, M.S., Waldron, D.M. and Bull, R.J. (1983). A comparative kinetics study of monochloramine and hypochlorous acid in rats. *J. Appl. Toxicol.*, 3(4): 175-179.

Abdel-Rahman, M.S., Suh, H.D. and Bull, R.J. (1984). Toxicity of monochloramine in rat: An alternative drinking water disinfectant. *J. Toxicol. Environ. Health*, 13: 825-834.

Alexander, M. (2017). Development of a disinfectant residual monitoring plan. U.S. EPA Small Systems Webinar Series. Jan 31, 2017.

APHA/AWWA/WEF (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA/AWWA/WEF (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA/AWWA/ WEF (2000). Standard methods for the examination of water and wastewater (online version). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA/AWWA/WEF (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21e édition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.

APHA/AWWA/WEF (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater. 22e édition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington, DC.

Aschengrau, A., Zierler, S. and Cohen, A. (1993). Quality of community drinking water and the occurrence of late adverse pregnancy outcomes. *Arch. Environ. Health*, 48(2): 105-113.

ASTM (1986). ASTM D1253-86 Standard test method for residual chlorine in water. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania.

ASTM (2003). ASTM D1253-03 Standard test method for residual chlorine in water. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania.

ASTM (2008). ASTM D1253-08 Standard test method for residual chlorine in water. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania.

ASTM (2014). ASTM D1253-14 Standard test method for residual chlorine in water. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania.

AWWA (1999). Water quality & treatment: A handbook of community water supplies. 5th edition. Published for the American Water Works Association by McGraw-Hill, New York, New York.

AWWA (2006a). Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water systems. Manual of water supply practices – M56. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA (2006b). Water chlorination/chloramination practices and principles. Manual of water supply practices – M20. 2e édition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

AWWA (2013). Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water systems. Manual of water supply practices – M56. 2e édition. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Barbee, S.J. Thackara, J.W. and Rinehart, W.E. (1983). Acute inhalation toxicology of nitrogen trichloride. *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 44(2): 145-146.

Baribeau, H. (2006). Chapter 6: Growth and inactivation of nitrifying bacteria. In: Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of water supply practices – M56. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 99–127.

Baron, J.L., Vikram, A., Duda, S., Stout, J.E. and Bibby, K. (2014). Shift in the microbial ecology of a hospital hot water system following the introduction of an on-site monochloramine disinfection system. *PLoS One*, 9(7): e102679.

Bartrand, T.A., Causey, J.J. and Clancy, J.L. (2014). *Naegleria fowleri*: An emerging drinking water pathogen. *J. Am. Water Works Assoc.*, 106(10): E418–E432.

Beer, K.D., Gargano, J.W., Roberts, V.A., Hill, V.R., Garrison, L.E., Kutty, P.K., Hilborn, E.D., Wade, T.J., Fullerton, K.E. and Yoder, J.S. (2015). Surveillance for waterborne disease outbreaks associated with drinking water — United States, 2011–2012. *Morb. Mortal. Wkly Rep.*, 64(31): 842-848.

Bercz, J.P., Jones, L., Garner, L., Murray, D., Ludwig, A. and Boston, J. (1982). Subchronic toxicity of chlorine dioxide and related compounds in drinking water in the nonhuman primate. *Environ. Health Perspect.*, 46: 47-55.

Bercz, J.P. and Bawa, R. (1986). Iodination of nutrients in the presence of chlorine based disinfectants used in drinking water treatment. *Toxicol. Lett.*, 34: 141-147.

Black and Veatch Corporation (2010). White's handbook of chlorination and alternative disinfectants. 5th edition. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.

Blatchley, E.R. and Cheng, M. (2010). Reaction mechanism for chlorination of urea. *Environ. Sci. Technol.*, 44(22): 8529-8534.

Bonds, R.W. (2004). Effect of chloramines on ductile-iron pipe gaskets of various elastomer compounds. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(4): 153-160.

Boyd, G.R., Dewis, K.M., Korshin, G.V., Reiber, S.H., Schock, M.R., Sandvig, A.M. and Giani, R. (2008). Effects of changing disinfectants on lead and copper release. *J. Am. Water Works Assoc.*, 100(11): 75-87.

British Columbia Ministry of Health (2017). Personal communication from D. Fishwick, Drinking Water Manager.

Bull, R.J. (1980). Health effects of alternate disinfectants and their reaction products. *J. Am. Water Works Assoc.*, 72(5): 299-303.

Camara, E., Montreuil, K.R., Knowles, A.K. and Gagnon, G.A. (2013). Role of the water main in lead service line replacement: A utility case study. *J. Am. Water Works Assoc.*, 105(8): E423–E431.

Camper, A.K., Brastrup, K., Sandvig, A., Clement, J., Spencer, C. and Capuzzi, A.J. (2003). Effect of distribution system materials on bacterial regrowth. *J. Am. Water Works Assoc.*, 7(95): 107-121.

Carbonnelle, S., Francaux, M., Doyle, I., Dumont, X., de Burbure, C., Morel, G., et coll. (2002). Changes in serum pneumoproteins caused by short-term exposures to nitrogen trichloride in indoor chlorinated swimming pools. *Biomarkers*, 7(6): 464-478.

Carlton, B.D., Barlett, P., Basaran, A., Colling, K., Osis, I. and Smith, M.K. (1986). Reproductive effects of alternative disinfectants. *Environ. Health Perspect.*, 69: 237-241.

CDC (Centers for Disease Control) (2008). Epi-aid trip report: An assessment of health concerns in a community exposed to chloramine treated tap water in Vermont, 2006–2007. Health Studies Branch, Centers for Disease Control and Prevention, Epi-2007-054. Available at: www.mawc.org/sites/default/files/department_of_health.pdf

Charrois, J.W.A. and Hrudey, S.E. (2007). Breakpoint chlorination and free-chlorine contact time: Implications for drinking water N-nitrosodimethylamine concentrations. *Water Res.*, 41(3): 674-682.

Chiao, T.H., Clancy, T.M., Pinto, A., Xi, C. and Raskin, L. (2014). Differential resistance of drinking water bacterial populations to monochloramine disinfection. *Environ. Sci. Technol.*, 48(7): 4038-4047.

Ville d'Ottawa (2017). Personal communication with I. Douglas and P. Wilson, Drinking Water Services.

Coburn, K.M., Wang, Q., Rediske, D., Viola, R.E., Hanson, B.L., Xue, Z. and Seo, Y. (2016). Effects of extracellular polymeric substance composition on bacteria disinfection by monochloramine: Application of MALDI-TOF/TOF-MS and multivariate analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 50(17): 9197-9205.

Cohen, Y.K. and Friedman, M. (2006). Chapter 1: Introduction to nitrification in drinking water and its impact on regulatory compliance. In: *Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of water supply practices – M56*. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 43-67.

Cohle, S.D., Thompson, W., Eisenga, B.H. and Cottingham, S.L. (2001). Unexpected death due to chloramine toxicity in a woman with a brain tumor. *Forensic Sci. Int.*, 124: 137-139.

Cromeans, T.L., Kahler, A.M. and Hill, V.R. (2010). Inactivation of adenoviruses, enteroviruses, and murine norovirus in water by free chlorine and monochloramine. *Appl. Environ. Microbiol.*, 76(4): 1028-1033.

Cunliffe, D.A. (1991). Bacterial nitrification in chloraminated water supplies. *Appl. Environ. Microbiol.*, 57(11): 3399-3402.

Dang, B., Chen, L., Mueller, C., Dunn, K.H., Almaguer, D., Roberts, J.L., et coll. (2010). Ocular and respiratory symptoms among lifeguards at a hotel indoor waterpark resort. *J. Occup. Environ. Med.*, 52(2): 207-213.

Daniel, F.B., Condie, L.W., Robinson, M., Stober, J.A., York, R.G., Olson, G.R., et coll. (1990). Comparative subchronic toxicity studies of three disinfectants. *J. Am. Water Works Assoc.*, 82(10): 61-69.

Daniel, F.B., Ringhand, H.P., Robinson, M., Stober, J.A. and Olson, G.R. (1991). Comparative subchronic toxicity of chlorine and monochloramine in the B6C3F1 mouse. *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(11): 68-75.

Davis II, W.E. and Li, Y. (2008). Analysis of hydrazine in drinking water by isotope dilution gas chromatography/tandem mass spectrometry with derivatization and liquid-liquid extraction. *Anal. Chem.*, 80(14): 5449-5453.

Donnermair, M.M. and Blatchley, E.R. (2003). Disinfection efficacy of organic chloramines. *Water Res.*, 37(7): 1557-1570.

Douglas, I., J. Guthmann, Q. Muylwyk et V. Snoeyink (2004). Corrosion control in the City of Ottawa—Comparison of alternatives and case study for lead reduction in drinking water. In: W. Robertson and T. Brooks (eds.), 11th Canadian National Drinking Water Conference and 2nd Policy Forum, April 3–6, Calgary, Alberta. Canadian Water and Wastewater Association, Ottawa, Ontario.

- Duirk, S.E., Gombert, B., Croué, J. and Valentine, R.L. (2005). Modeling monochloramine loss in the presence of natural organic matter. *Water Res.*, 39(14): 3418-3431.
- Dunnick, J.K. and Melnick, R.L. (1993). Assessment of the carcinogenic potential of chlorinated water: Experimental studies of chlorine, chloramine, and trihalomethanes. *J. Natl Cancer Inst.*, 85: 817-822.
- Dyksen, J.E., Spencer, C., Hoehn, R., Clement, J., Brandt-Edwards, J., Friedman, M.J., Hanson, A., Spellicy, R., McGuire, M.J., Singer, P.C. and Camper, A. (2007). Long-term effects of disinfection changes on water quality. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Eaton, J.W., Kolpin, C.F., Swofford, H.A., Kjellstrand, C.M. and Jacob, H.S. (1973). Chlorinated urban water: A cause of dialysis-induced hemolytic anemia. *Science*, 181: 463-464.
- Edwards, M., et A. Dudi (2004). Role of chlorine and chloramine in corrosion of lead-bearing plumbing materials. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(10): 69-81.
- El-Dakdouki, M. H., El-Boubbou, K., Xia, J., Kavunja, H. and Huang, X. (2014). Methods for magnetic nanoparticle synthesis and functionalization. In: Narain, R. (ed.). *Chemistry of bioconjugates: Synthesis, characterization, and biomedical applications*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA. doi: 10.1002/9781118775882.ch10. Available at: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9781118775882.ch10/summary>
- Environment Canada and Health Canada (2001). Priority substances list assessment report. Inorganic chloramines. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Available at: www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/environmental-contaminants/canadian-environmental-protection-act-1999-priority-substances-list-assessment-report-inorganic-chloramines.html
- Exon, J.H., Koller, L.D., O'Reilly, C.A. and Berck, J.P. (1987). Immunotoxicologic evaluation of chlorine-based drinking water disinfectants, sodium hypochlorite and monochloramine. *Toxicology*, 44(3): 257-269.
- Falkinham, J.O. (2015). Common features of opportunistic premise plumbing pathogens. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12(5): 4533-4545.
- Feng, T.H. (1966). Behavior of organic chloramines in disinfection. *J. Water Pollut. Control Fed.* 38(4): 614-628.
- Flannery, B., Gelling, L.B., Vugia, D.J., Weintraub, J.M., Salerno, J.J., Conroy, M.J., Stevens, V.A., Rose, C.E., Moore, M.R., Fields, B.S. and Besser, R.E. (2006). Reducing *Legionella* colonization of water systems with monochloramine. *Emerg. Infect. Dis.*, 12(4): 588-596.
- Fluck, S., McKane, W., Cairns, T., Fairchild, V., Lawrence, A., Lee, J., et coll. (1999). Chloramine-induced haemolysis presenting as erythropoietin resistance. *Nephrol. Dial. Transplant.*, 14(7): 1687-1691.
- Fricker, C.R. (2003). The presence of bacteria in water after regrowth. In: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*. Bartram, J., Cotruvo, J., Exner, M., Fricker, C. and Glasmacher, A. (eds.). IWA Publishing, London, United Kingdom. pp. 137-145.
- Friedman, M.J., Hill, A.S., Reiber, S.H., Valentine, R.L. and Korshin, G.V. (2010). Assessment of inorganics accumulation in drinking water system scales and sediments. Water Research Foundation, Denver, Colorado.
- Gagnaire, F., Azim, S., Bonnet, P., Hecht, G. and Hery, M. (1994). Comparison of the sensory irritation response in mice to chlorine and nitrogen trichloride. *J. Appl. Toxicol.*, 14(6): 405-409.
- Gagnon, G.A., O'Leary, K.C., Volk, C.J., Chauret, C., Stover, L. and Andrews, R.C. (2004). Comparative analysis of chlorine dioxide, free chlorine and chloramines on bacterial water quality in model distribution systems. *J. Environ. Eng.*, 130(11): 1269-1279.

- Gagnon, G.A., Baribeau, H., Rutledge, S.O., Dumancic, R., Oehmen, A., Chauret, C. and Andrews, S. (2008). Disinfectant efficacy in distribution systems: A pilot-scale assessment. *J. Water Supply Res. T.*, 57(7): 507-518.
- Gapany-Gapanavicius, M., Molho, M. and Tirosh, M. (1982). Chloramine-induced pneumonitis from mixing household cleaning agents. *Br. Med. J. (Clin. Res. Ed.)*, 285(6348): 1086.
- Gomez-Alvarez, V., Revetta, R.P. and Domingo, J.W.S. (2012). Metagenomic analyses of drinking water receiving different disinfection treatments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(17): 6095-6102.
- Gomez-Alvarez, V., Pfaller, S., Pressman, J.G., Wahman, D.G. and Revetta, R.P. (2016). Resilience of microbial communities in a simulated drinking water distribution system subjected to disturbances: Role of conditionally rare taxa and potential implications for antibiotic-resistant bacteria. *Environ. Sci. Water Res. Technol.*, 2(4): 645-657.
- Gomez-Smith, C.K., Lapara, T.M. and Hozalski, R.M. (2015). Sulfate reducing bacteria and mycobacteria dominate the biofilm communities in a chloraminated drinking water distribution system. *Environ. Sci. Technol.*, 49(14): 8432-8440.
- Graham, W. H. (1965). Reactions of dichloramine. I. A convenient method of preparation of diazirine. *J. Org. Chem.* 30: 2108.
- Griffin, A.E. and Chamberlin, N.S. (1941). Relation of ammonia-nitrogen to break-point chlorination. *Am. J. Public Health Nations Health*, 31(8): 803-808.
- Guo, T.L., Germolec, D.R., Collins, B.J., Luebke, R.W., Auttachoat, W., Smith, M.J., et coll. (2011). Immunotoxicological profile of chloramine in female B6C3F1 mice when administered in the drinking water for 28 days. *J. Immunotoxicol.*, 8(4): 381-388.
- Haas, C.N. (1999). Benefits of using a disinfectant residual. *J. Am. Water Works Assoc.*, 91(1): 65-69.
- Hach (2013). USEPA DPD Method 10260. 4th Edition. Hach Company, Loveland, Colorado.
- Hach (2017). USEPA Indophenol Method. 10th Edition. Hach Company, Loveland, Colorado.
- Harp, D.L., Wiese, P. and Franklin, S., inventors; Hach Company, assignee. Controlling chlorination of wastewater and chloramination of drinking water. United States patent US6315950 B1. November 13, 2001.
- Santé Canada (2009). Guidance on controlling corrosion in drinking water distribution systems. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. Available at: www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/healthy-living/guidance-controlling-corrosion-drinking-water-distribution-systems.html
- Santé Canada (2011). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — N-Nitrosodimethylamine. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. (Catalogue No H128-1/11-662E).
- Santé Canada (2012a). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — Total coliforms. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. (Catalogue No H144-8/2013EPDF).
- Santé Canada (2012b). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — *Escherichia coli*. Water, Air and Climate Change Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. (Catalogue No H144-7/2013EPDF).

Health Canada (2013a). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — Ammonia. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. (Catalogue No H144-13/5-2013E-PDF).

Health Canada (2013b). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — Nitrate and nitrite. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. (Catalogue No H144-13/2-2013EPDF).

Santé Canada (2017). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — Enteric protozoa: *Giardia* and *cryptosporidium*. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario.

Santé Canada (2018a). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — Enteric viruses. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario.

Santé Canada (2018b). Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document — Natural organic matter. Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario.

Herren-Freund, S.L. and Pereira, M.A. (1986). Carcinogenicity of by-products of disinfection in mouse and rat liver. *Environ. Health Perspect.*, 69: 59-65.

Hery, M., Gerber, J.M., Hecht, G., Subra, I., Possoz, C., Aubert, S., et coll. (1998). Exposure to chloramines in a green salad processing plant. *Ann. Occup. Hyg.*, 42(7): 437-451.

Hill, C.P. and Arweiler, S. (2006). Chapter 9: Assessment and operational responses to nitrification episodes. In: *Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of water supply practices – M56*. 1st edition. American Water Works Association. Denver, Colorado. pp. 189–220.

Hua, G. and Reckhow, D.A. (2007). Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants. *Water Res.*, 41(8): 1667-1678.

Hutcherson, D. (2007). Maintaining a continuous target ratio of chlorine and ammonia. *J. Am. Water Works Assoc.*, 99(2): 44-46.

Hwang, C., Ling, F., Andersen, G.L., LeChevallier, M.W. and Liu, W.T. (2012). Microbial community dynamics of an urban drinking water distribution system subjected to phases of chloramination and chlorination treatments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(22): 7856-7865.

IARC (2004). Some drinking-water disinfectants and contaminants, including arsenic. Chloramine. International Agency for Research on Cancer. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risks Hum., 84: 295-316. Available at: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol84/mono84.pdf>

Jacangelo, J.G., Olivieri, V.P. and Kawata, K. (1991). Investigating the mechanism of inactivation of *Escherichia coli* B by monochloramine. *J. Am. Water Works Assoc.*, 83(5): 80-87.

Jacangelo, J.G., Patania, N.L., Trussell, R.R., Haas, C.N. and Gerba, C. (2002). Inactivation of waterborne emerging pathogens by selected disinfectants. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.

Jacobs, J.H., Spaan, S., van Rooy, G.B.G.J., Meliefste, C., Zaat, V.A.C., Rooyackers, J.M., et coll. (2007). Exposure to trichloramine and respiratory symptoms in indoor swimming pool workers. *Eur. Respir. J.*, 29(4): 690-698.

- Jafvert, C.T. and Valentine, R.L. (1992). Reaction scheme for the chlorination of ammoniacal water. *Environ. Sci. Technol.*, 26(3): 577-786.
- Ji, P., Parks, J., Edwards, M.A. and Pruden, A. (2015). Impact of water chemistry, pipe material and stagnation on the building plumbing microbiome. *PLoS One*, 10(10): e0141087.
- Jones, D.B., Saglam, A., Song, H. and Karanfil, T. (2012). The impact of bromide/iodide concentration and ratio on iodinated trihalomethane formation and speciation. *Water Res.*, 46(1): 11-20.
- Junglee, N.A., Rahman, S.U., Wild, M., Wilms, A., Hirst, S., Jibani, M. and Seale, J.R.C. (2010). When pure is not so pure: Chloramine-related hemolytic anemia in home hemodialysis patients. *Hemodial. Int.*, 14: 327-332.
- Kato, S., Nishiwaki, H., Konaka, A. and Takeuchi, K. (1997). Mucosal ulcerogenic action of monochloramine in rat stomachs (effects of polaprezinc and sucralfate). *Dig. Dis. Sci.*, 42(10): 2156-2163.
- Kiefer, M., Sanderson, W.T., Lenhart, S.W. and Weber, A. (2000). NIOSH Health hazard evaluation of Wampler Foods, Inc.: Evaluation of eye, nose, and throat irritation in the First Processing Department. National Institute for Occupational Safety and Health, Centers for Disease Control and Prevention, Washington, D.C.
- King-Herbert, A. and Thayer, K. (2006). NTP Workshop: Animal models for the NTP rodent cancer bioassay: Stocks and strains—should we switch? *Toxicol. Pathol.* 34(6): 802-805.
- Kirk-Othmer (ed.) (2004). N-halamines. In: Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. Vol. 13. 5th edition. John Wiley & Sons, Inc. Online version.
- Kirmeyer, G.J., Odell, L.H., Jacangelo, J., Wilczak, A. and Wolfe, R.L. (1995). Nitrification occurrence and control in chloraminated water systems. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kirmeyer, G.J., Friedman, M., Martel, K., Howie, D., LeChevallier, M., Abbaszadegan, M., Karim, M., Funk, J. and Harbour, J. (2001). Pathogen intrusion into the distribution system. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kirmeyer, G.J., Martel, K., Thompson, G., Radder, L., Klement, W., LeChevallier, M., Baribeau, H. and Flores, A. (2004). Optimizing chloramine treatment. 2e édition. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Kirmeyer, G.J., Thomure, T.M., Rahman, R., Marie, J.L., LeChevallier, M.W., Yang, J., Hughes, D.M. and Schneider, O. (2014). Effective microbial control strategies for main breaks and depressurization. Water Research Foundation, Denver, Colorado.
- Kjellstrand, C.M., Eaton, J.W., Yawata, Y., Swofford, H.S., Kolpin, C.F., Buselmeier, T.J., von Hartitzsch, B. and Jacob, H.S. (1974). Hemolysis in dialyzed patients caused by chloramines. *Nephron*, 13: 427-433.
- Klein, E. (1986). Effects of disinfectants in renal dialysis patients. *Environ. Health Perspect.*, 69: 45-47.
- Kotiaho, T., Wood, J.M., Wick Jr., P.L., Dejarne, L.E., Ranasinghe, A. and Cooks, R.G. (1992). Time persistence of monochloramine in human saliva and stomach fluid. *Environ. Sci. Technol.*, 26(2): 302-306.
- Krasner, S.W. and Barret, S.E. (1984). Aroma and flavor characteristics of free chlorine and chloramines. In: Proc. AWWA water quality technology conference. AWWA, 1984, Denver, Colorado. pp. 381-398.
- Krasner, S.W., Shirkhani, R., Westerhoff, P., Hanigan, D., Mitch, W.A., McCurry, D.L., Chen, C., Skadsen, J. and von Gunten, U. (2015). Controlling the formation of nitrosamines during water treatment. Water Research Foundation and U.S. Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

- LeChevallier, M.W., Lowry, C.D., and Lee, R.G. (1990). Disinfecting biofilms in a model distribution system. *J. Am. Water Works Assoc.*, 82(7): 87-99.
- LeChevallier, M.W. (1998). Benefits of employing a disinfectant residual in distribution systems. *Water Suppl.*, 16(3-4): 61-73.
- LeChevallier, M.W. and Au, K.K. (2004). *Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking water*. IWA Publishing, London, UK, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- LeChevallier, M.W., Schneider, O.D., Weinrich, L.A., Jjemba, P.K., Evans, P.J., Hooper, J.L. and Chappell, R.W. (2015). *Guidance manual for control of biostability in drinking water*. Water Research Foundation, Denver, Colorado.
- Lee, W. and Westerhoff, P. (2009). Formation of organic chloramines during water disinfection – chlorination versus chloramination. *Water Res.*, 43(8): 2233-2239.
- Lee, W., Westerhoff, P., Yang, X. and Shang, C. (2007). Comparison of colorimetric and membrane introduction mass spectrometry techniques for chloramine analysis. *Water Res.*, 41(14): 3097-3102.
- Lee, W.H., Wahman, D.G., Bishop, P.L. and Pressman, J.G. (2011). Free chlorine and monochloramine application to nitrifying biofilm: Comparison of biofilm penetration, activity, and viability. *Environ. Sci. Technol.*, 45(4): 1412-1419.
- Li, J. and Blatchley, E.R. (2007). Volatile disinfection byproduct formation resulting from chlorination of organic-nitrogen precursors in swimming pools. *Environ. Sci. Technol.*, 41(19): 6732-6739.
- Lian, L., E, Y., Li, J. and Blatchley, E.R. (2014). Volatile disinfection byproducts resulting from chlorination of uric acid: Implications for swimming pools. *Environ. Sci. Technol.*, 48(6): 3210-3217.
- Lin, N.H., Torrents, A., Davis, A.P., Zeinali, M. and Taylor, F.A. (1997). Lead corrosion control from lead, copper-lead solder, and brass coupons in drinking water employing free and combined chlorine. *J. Environ. Sci. Health. A*, 32(4): 865-884.
- Louisiana Department of Health and Hospitals (2016). Rule: Sanitary code/Water supplies minimum disinfectant residual levels in public water systems. *Louisiana Register*, 42(03). March. Available from: www.dhh.la.gov
- Lubbers, J.R. and Bianchine, J.R. (1984). Effects of the acute rising dose administration of chlorine dioxide, chlorate and chlorite to normal healthy adult male volunteers. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.*, 5: 215-228.
- Lubbers, J.R., Chauhan, S. and Bianchine, J.R. (1982). Controlled clinical evaluations of chlorine dioxide, chlorite and chlorate in man. *Environ. Health Perspect.*, 46: 57-62.
- Lubbers, J.R., Chauhan, S., Miller, J.K. and Bianchine, J.R. (1984). The effects of chronic administration of chlorine dioxide, chlorite and chlorate to normal healthy adult male volunteers. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.*, 5: 229-238.
- Lytle, D.A. and Schock, M.R. (2005). Formation of Pb(IV) oxides in chlorinated water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(11): 102-114.
- Mackey, E.D., Baribeau, H., Crozes, G.F., Suffet, I.H. and Piriou, P. (2004). Public thresholds for chlorinous flavors in U.S. tap water. *Water Sci. Technol.*, 49(9): 335-340.
- Mallevalle, J. and Suffet, J.H. (1987). Identification and treatment of tastes and odors in drinking water. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado [cited in Health Canada, 1996].

- Mancini, B., Scurti, M., Dormi, A., Grottola, A., Zanotti, A. and Cristino, S. (2015). Effect of monochloramine treatment on colonization of a hospital water distribution system by *Legionella* spp.: A 1 year experience study. *Environ. Sci. Technol.*, 49(7): 4551-4558.
- Maronpot, R.R., Nyska, A., Foreman, J.E., and Ramot, Y. (2016). The legacy of the F344 rat as a cancer bioassay model (a retrospective summary of three common F344 rat neoplasms). *Crit. Rev. Toxicol.*, 46(8): 641-675.
- Massin, N., Hecht, G., Ambroise, D., Héry, M., Toamain, J.P., Hubert, G., et coll. (2007). Respiratory symptoms and bronchial responsiveness among cleaning and disinfecting workers in the food industry. *Occup. Environ. Med.*, 64(2): 75-81.
- Masters, S. and Edwards, M. (2015). Increased lead in water associated with iron corrosion. *Environ. Eng. Sci.*, 32(5): 361-369.
- McGeehin, M.A., Reif, J.S., Becher, J.C. and Mangione, E.J. (1993). Case-control study of bladder cancer and water disinfection methods in Colorado. *Am. J. Epidemiol.*, 138(7): 492-501.
- Meier, J.R., Bull, R.J., Stober, J.A. and Cimino, M.C. (1985). Evaluation of chemicals used for drinking water disinfection for production of chromosomal damage and sperm-head abnormalities in mice. *Environ. Mutagen.*, 7(2): 201-211.
- Mi, Z., Dai, Y., Xie, S., Chen, C. and Zhang, X. (2015). Impact of disinfection on drinking water biofilm bacterial community. *J. Environ. Sci. (China)*, 37: 200-205.
- Miller, R.G., Kopfler, F.C., Condie, L.W., Pereira, M.A., Meier, J.R., Ringhand, H.P., et coll. (1986). Results of toxicological testing of Jefferson Parish pilot plant samples. *Environ. Health Perspect.*, 69: 129-139.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. (2017). Personal communication from C. Robert, Direction de l'eau potable et des eaux souterraines.
- Moore, G.S., Calabrese, E.J., and McGee, M. (1980). Health effects of monochloramines in drinking water. *J. Environ. Sci. Health A.*, 15(3): 239-258.
- Moore, M.R., Pryor, M., Fields, B., Lucas, C., Phelan, M. and Besser, R.E. (2006). Introduction of monochloramine into a municipal water system: Impact on colonization of buildings by *Legionella* spp. *Appl. Environ. Microbiol.*, 72(1): 378-383.
- Murphy, H.M., Payne, S.J. and Gagnon, G.A. (2008). Sequential UV- and chlorine-based disinfection to mitigate *Escherichia coli* in drinking water biofilms. *Water Res.*, 42(8-9): 2083-2092.
- Muylywyk, Q. (2009). Chloramine 101: Introduction to planning, design, implementation, and operation with chloramine. A little bit of chloramines chemistry. American Water Works Association Annual Conference and Exposition, June 14-18, 2009, San Diego, California.
- Nagisetty, R.M., Rockaway, T.D. and Willing, G.A. (2014). Drinking water quality concerns from chloramine-induced degradation of elastomeric compounds. *J. Am. Water Works Assoc.*, 106(9): E402-E407.
- Najm, I., Brown, N.P., Guo, Y.C., Hwang, C.J. and Barrett, S.E. (2006). Formation of hydrazine as a chloramine by-product. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Najm, I., Brown, N.P. and Gramith, K. (2011). Quantifying hydrazine in chloraminated water. Water Research Foundation and American Water Works Association, Denver, Colorado.
- Nakai, J.S., Poon, R., Lecavalier, P., Chu, I., Yagminas, A. and Valli, V.E. (2000). Effects of subchronic exposure of rats to dichloramine and trichloramine in drinking water. *Regul. Toxicol. Phar.*, 31(2): 200-209.

National Research Council (U.S.) (1987). Drinking water and health. Jpn J. Commission on Life Sciences, Subcommittee on Disinfectants and Disinfectant By-Products. Available at: www.nap.edu/catalog/1008/drinking-water-and-health-volume-7-disinfectants-and-disinfectant-by

Nawrocki, J., et P. Andrzejewski (2011). Nitrosamines and water. *J. Hazard. Mater.*, 189(1): 1-18.

NHMRC (2011). National water quality management strategy. Australian Drinking Water Guidelines 6. 2011. Version 3.3. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra. Updated November 2016.

Nikl, L. and Nikl, D. (1992). Environmental impacts associated with monochloramine-disinfected municipal potable water. Robertson, W., Tobin, R. and Kjartanson, K. (eds.). Proceedings of the Fifth National Conference on Drinking Water, Winnipeg, Manitoba. American Water Works Association, Denver, Colorado. p. 291.

Nishiwaki, H., Kato, S. and Takeuchi, K. (1997). Irritant action of monochloramine in rat stomachs: effects of zinc l-carnosine (polaprezinc). *Gen. Pharmacol. Vasc. S.*, 29(5): 713-718.

Norton, C.D. and LeChevallier, M.W. (1997). Chloramination: Its effect on distribution system water quality. *J. Am. Water Works Assoc.*, 89(7): 66-77.

Norton, C.D., LeChevallier, M.W. and Falkinham, J.O., III. (2004). Survival of *Mycobacterium avium* in a model distribution system. *Water Res.*, 38(6): 1457-1466.

Nova Scotia Environment (2017). Personal communication from A. Polegato, Drinking Water Management Unit, Science Division.

NSF/ANSI (2017). NSF International/American National Standards Institute standard 42: Aesthetic effects. NSF International, Ann Arbor, Michigan.

NTP (1992). NTP technical report on the toxicology and carcinogenesis studies of chlorinated water (CAS Nos. 7782-50-5 and 7681-52-9) and chloraminated water (CAS No. 10599-90-3) (deionized and charcoal-filtered) in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water studies). NTP TR 392. p. 482. Available at: <http://ntp.niehs.nih.gov/results/pubs/longterm/reports/longterm/tr300399/abstracts/tr392/index.html>

NTP (2000). IMM20007: Immunotoxicity of chloramine (CASRN 10599-90-3) in female B6C3F1 mice. National Toxicology Program, National Institute of Environmental Health Sciences, Washington, D.C. Abstract.

Ollos, P.J., Slawson, R.M. and Huck, P.M. (1998). Bench scale investigations of bacterial regrowth in drinking water distribution systems. *Wat. Sci. Technol.*, 38(8-9): 275-282.

Ontario Ministry of the Environment and Climate Change (2017). Personal communication from S. Deshpande, Water Standards Section, Standards Development Branch.

OSHA (2007). Chemical sampling information: Nitrogen trichloride. Occupational Safety and Health Administration, U.S. Department of Labor. Available at: www.osha.gov/dts/chemicalsampling/data/CH_257450.html

Pan, Y., Li, W., An, H., Cui, H. and Wang, Y. (2016). Formation and occurrence of new polar iodinated disinfection byproducts in drinking water. *Chemosphere*, 144: 2312-2320.

Parrat, J., Donzé, G., Iseli, C., Perret, D., Tomicic, C. and Schenk, O. (2012). Assessment of occupational and public exposure to trichloramine in Swiss indoor swimming pools: A proposal for an occupational exposure limit. *Ann. Occup. Hyg.*, 56(3): 264-277.

Pasternak, J.P., Moore, D.R.J. and Teed, R.S. (2003). An ecological risk assessment of inorganic chloramines in surface water. *Hum. Ecol. Risk Assess.*, 9(2): 453-482.

Pintar, K.D.M. and Slawson, R.M. (2003). Effect of temperature and disinfection strategies on ammonia-oxidizing bacteria in a bench-scale drinking water distribution system. *Water Res.*, 37(8): 1805-1817.

Pintar, K.D.M., Slawson, R.M. and Huck, P.M. (2000). Investigation of conditions and control strategies influencing nitrification in a chloraminated bench-scale distribution system. In: Proceedings of the AWWA Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Denver, Colorado.

Poon, R., Lecavalier, P., Tryphonas, H., Bondy, G., Chen, M., Chu, I., et coll. (1997). Effects of subchronic exposure of monochloramine in drinking water on male rats. *Regul. Toxicol. Phar.*, 25(2): 166-175.

Pressman, J.G. (2017). Disinfectant residual – Representative monitoring and minimum residual implications. U.S. EPA Small Systems Webinar Series. Jan 31, 2017.

Pressman, J.G., Lee, W.H., Bishop, P.L. and Wahman, D.G. (2012). Effect of free ammonia concentration on monochloramine penetration within a nitrifying biofilm and its effect on activity, viability, and recovery. *Water Res.*, 46(3): 882-894.

PubMed (2005a). Open chemistry database: Monochloramine. Available at: www.ncbi.nlm.nih.gov/pccompound/

PubMed (2005b). Open chemistry database: Dichloramine. Modified in 2017. Available at: www.ncbi.nlm.nih.gov/pccompound/

Rahman, S., McDonald, B.C. and Gagnon, G.A. (2007). Impact of secondary disinfectants on copper corrosion under stagnation conditions. *J. Environ. Eng.*, 133(2): 180-185.

Randtke, S. (2010). Chapter 2: Chemistry of aqueous chlorine. In: White's handbook of chlorination and alternative disinfectants. 5th edition. John Wiley and Sons, Hoboken, New Jersey.

Reisz, G.R. and Gammon, R.S. (1986). Toxic pneumonitis from mixing household cleaners. *Chest*, 89(1): 49-52.

Renner, R. (2004). Leading to lead. *Sci. Am.*, 291(1): 22-24.

Revetta, R.P., Gomez-Alvarez, V., Gerke, T.L., Curioso, C., Santo Domingo, J.W. and Ashbolt, N.J. (2013). Establishment and early succession of bacterial communities in monochloramine-treated drinking water biofilms. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 86(3): 404-414.

Richardson, S.D. and Ternes, T.A. (2005). Water analysis: Emerging contaminants and current issues. *Anal. Chem.*, 77(12): 3807-3838.

Richardson, S.D., Fasano, F., Ellington, J.J., Crumley, F.G., Buettner, K.M., Evans, J.J., Blount, B.C., Silva, L.K., Waite, T.J., Luther, G.W., Mckague, A.B., Miltner, R.J., Wagner, E.D. and Plewa, M.J. (2008). Occurrence and mammalian cell toxicity of iodinated disinfection byproducts in drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, 42(22): 8330-8338.

Roberts, H. and Palmeiro, B.S. (2008). Toxicology of aquarium fish. *Vet. Clin. North Am. Exot. Anim. Pract.*, 11(2): 359-374.

Robinson, B.S. and Christy, P.E. (1984). Disinfection of water for control of amoebae. *Water*, 11: 21-24.

Rockaway, T.D., Willing, G.A. and Nagisetty, R.M. (2007a). Life predictions of elastomers in drinking water distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 99(12): 99-110.

Rockaway, T.D., Willing, G.A., Schreck, R.M. and Davis, K.A. (2007b). Performance of elastomeric components in contact with potable water. AWWA Research Foundation and U.S. Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

Rose, L.J., Rice, E.W., Hodges, L., Peterson, A. and Arduino, M.J. (2007). Monochloramine inactivation of bacterial select agents. *Appl. Environ. Microbiol.*, 73(10): 3437-3439.

Rosenfeldt, E.J., Baeza, C., Knappe, D.R.U. (2009). Effect of free chlorine application on microbial quality of drinking water in chloraminated distribution systems. *J. Am. Water Works Assoc.*, 101(10): 60-70.

Sandvig, A., Martel, K., Beggs, K., Murray, A.J., Greiner, P., Kneen, K., McLellan, C., Bennet, D. and Terrell, J. (2012). Is NSF 61 relevant for chloraminating utilities? Water Research Foundation and U.S. Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

Saskatchewan Water Security Agency (2017). Personal communication from S. Ferris, Environmental and Municipal Management Services Division.

SCC (2016). Directory of accredited product, process and service certification bodies. Standards Council of Canada, Ottawa, Ontario. Available at: www.scc.ca

Schock, M.R. and Gardels, M.C. (1983). Plumbosolvency reduction by high pH and low carbonate-solubility relationships. *J. Am. Water Works Assoc.*, 75(2): 87-91.

Schock, M.R. and Giani, R. (2004). Oxidant/disinfectant chemistry and impacts on lead corrosion. In: Proceedings of the 2004 AWWA Water Quality Technology Conference, San Antonio, Texas. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Schock, M.R., Wagner, I. and Oliphant, R.J. (1996). Corrosion and solubility of lead in drinking water. In: Internal corrosion of water distribution systems. 2e édition. American Water Works Association Research Foundation et DVGW Technologiezentrum Wasser, Denver, Colorado. p. 131-230.

Scott, D.B., Van Dyke, M.I., Anderson, W.B. and Huck, P.M. (2015). Influence of water quality on nitrifier regrowth in two full-scale drinking water distribution systems. *Can. J. Microbiol.*, 61(12): 965-976.

Scully Jr., F.E. and White, W.N. (1991). Reactions of chlorine, monochloramine in the GI tract. *Environ. Sci. Technol.*, 25(5): 820-828.

Seidel, C.J., McGuire, M.J., Summers, R.S. and Via, S. (2005). Have utilities switched to chloramines? *J. Am. Water Works Assoc.*, 97(10): 87-97.

Shaw, C.A. and Bains, S.J. (1998). Did consumption of flour bleached by the agene process contribute to the incidence of neurological disease? *Med. Hypotheses*, 51: 477-481.

Shibata, H., Sakamoto, Y., Oka, M. and Kono, Y. (1999). Natural antioxidant, chlorogenic acid, protects against DNA breakage caused by monochloramine. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 63: 1295-1297.

Shih, K.L. and Lederberg, J. (1976a). Chloramine mutagenesis in *Bacillus subtilis*. *Science*, 192(4244): 1141-1143.

Shih, K.L. and Lederberg, J. (1976b). Effects of chloramine on *Bacillus subtilis* deoxyribonucleic acid. *J. Bacteriol.*, 125(3): 934-935.

Singer, P.C. and Reckhow, D.A. (2011). Chapter 7: Chemical oxidation. In: Water quality and treatment: A handbook on drinking water. Edzwald, J.K. (ed.). 6th edition. American Water Works Association. McGraw-Hill, New York; Toronto. pp. 7.1-7.52.

Skadsen, J. and Cohen, Y.K. (2006). Chapter 8: Operational and treatment practices to prevent nitrification. In: Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of water supply practices – M56. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 151-187.

- Smith, C.D. (2006). Chapter 7: Monitoring for nitrification prevention and control. In: Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of water supply practices – M56. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 129-149.
- Snead, M.C., Oliveri, V.P., Kruse, C.W. and Kawata, K. (1980). Benefits of maintaining a chlorine residual in water supply systems. U.S. Environmental Protection Agency, EPA 600/2-80-010, Washington, DC.
- Spon, R. (2008). Do you really have a free chlorine residual? *Opflow*, 34(6): 24-27.
- Suzuki, H., Mori, M., Suzuki, M., Sakurai, K., Miura, S. and Ishii, H. (1997). Extensive DNA damage induced by monochloramine in gastric cells. *Cancer Lett.*, 115(2): 243-248.
- Suzuki, H., Seto, K., Mori, M., Suzuki, M., Miura, S. and Ishii, H. (1998). Monochloramine induced DNA fragmentation in gastric cell line. *Am. J. Physiol. Gastrointest. Liver Physiol.*, 275: G712–716.
- Switzer, J.A., Rajasekharan, V.V., Boonsalee, S., Kulp, E.A. and Bohannon, E.M.W. (2006). Evidence that monochloramine disinfectant could lead to elevated Pb levels in drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, 40(10): 3384-3387.
- Symons, J.M., Bradley, L.C., and Cleveland, T.C. (eds.) (2000). The drinking water dictionary. American Water Works Association, Denver, Colorado [cited in Health Canada, 2009].
- Tanen, D.A., Graeme, K.A. and Raschke, R. (1999). Severe lung injury after exposure to chloramine gas from household cleaners. *N. Engl. J. Med.*, 341(11): 848-849.
- Taylor, R.H., Falkinham, J.O., III., Norton, C.D. and LeChevallier, M.W. (2000). Chlorine, chloramine, chlorine dioxide, and ozone susceptibility of *Mycobacterium avium*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(4): 1702-1705.
- Thickett, K.M., McCoach, J.S., Gerber, J.M., Sadhra, S. and Burge, P.S. (2002). Occupational asthma caused by chloramines in indoor swimming-pool air. *Euro. Respir. J.*, 19(5): 827-832.
- Thomas, E.L., Jefferson, M.M., Bennett, J.J. and Learn, D.B. (1987). Mutagenic activity of chloramines. *Mutat. Res.*, 188(1): 35-43.
- Triantafyllidou, S. and Edwards, M. (2010). Contribution of galvanic corrosion to lead in water after partial lead service line replacements. Water Research Foundation, Denver, Colorado (Water Research Foundation Project No. 4088b).
- Trueman, B.F. and Gagnon, G.A. (2016). Understanding the role of particulate iron in lead release to drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, 50(17): 9053-9060.
- U.S. EPA (1994a). Drinking water criteria document for chloramine. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, ECAO-CIN-D002.
- U.S. EPA (1994b). Integrated risk information system (IRIS): Monochloramine; CASRN 10599-90-3. National Center for Environmental Assessment. Available at: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris2/chemicalLanding.cfm?substance_nmbr=644
- U.S. EPA (1998) National primary drinking water regulations: Disinfectants and disinfection byproducts; final rule, Stage 1 D/DBPR 63 FR 69360-69476, Dec 16, 1998. 63 Federal Register 241 (16 December 1998), pp. 69390–69412. Available at: http://water.epa.gov/lawsregs/rulesregs/sdwa/mdbp/upload/2001_10_23_mdbp_stage1dbprfactsheet.pdf
- U.S. EPA (1999). Alternative disinfectants and oxidants guidance manual. EPA 815-R-99-014, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

U.S. EPA (2002). Nitrification. Distribution system issue paper. Office of Water, Office of Ground Water and Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

États-Unis, EPA (2009). EPA chloramines Q & A's. Basic information about chloramines. EPA 815-B-09-001, Office of Water 4607-M. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P10051XS.PDF?Dockey=P10051XS.PDF>

U.S. EPA (2012). EPI Suite Version 4.11 Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Latest version available at: www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suite-estimation-program-interface-v411

U.S. EPA (2016a). Hydrant sampler procedure. Office of Water (MS-140), U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at: www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/hydrant-sampler-procedure.pdf

U.S. EPA (2016b). Batch (plug flow) reactor simulation of drinking water chloramine formation and decay (Version 0.52, Updated 02/16/2016). Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at: <https://usepaord.shinyapps.io/Unified-Combo/>

U.S. EPA (2017). Chemical dashboard. Chloramine. 10599-90-3. DTXSID8023842. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Available at: <https://comptox.epa.gov/dashboard/dsstoxdb/results?utf8=%E2%9C%93&search=chloramine>

Umeda, M., Fujita, A., Nishiwaki, H. and Takeuchi, K. (1999). Monochloramine and gastric lesions. Effect of lafutidine, a novel histamine H₂-receptor antagonist, on monochloramine-induced gastric lesions in rats: Role of capsaicin-sensitive sensory neurons. *J. Gastroenterol. Hepatol.*, 14(9): 859-865.

Uzen, H., Kim, D., Beita-Sandi, W., Ersan, M.S., Karanfil, T. and Petry, C. (2016). Seasonal changes of NDMA formation potential and its removal during water treatment. Water Research Foundation, Denver, Colorado.

Valentine, R.L. (2007). Opinion as to probable chloramine speciation in San Francisco public utilities drinking water distribution system. Available at: <https://sfwater.org/modules/showdocument.aspx?documentid=4107>

Valentine, R.L. and Lin, Y. (2009). The role of free chlorine, chloramines, and NOM on the release of lead into drinking water. Water Research Foundation, Denver, CO.

Vermont Department of Health (2012). Public health review of monochloramine. October 19, 2012. Available at: www.healthvermont.gov/sites/default/files/documents/2016/12/Env_DW_public_health_review_of_monochloramine.pdf

Vikesland, P.J. and Valentine, R.L. (2000). Reaction pathways involved in the reduction of monochloramine by ferrous iron. *Environ. Sci. Technol.*, 34(1): 83-90.

Vikesland, P.J. and Valentine, R.L. (2002). Iron oxide surface-catalyzed oxidation of ferrous iron by monochloramine: Implications of oxide type and carbonate on reactivity. *Environ. Sci. Technol.*, 36(3): 512-519.

Vikesland, P.J., Ozekin, K. and Valentine, R.L. (2001). Monochloramine decay in model and distribution system waters. *Wat. Res.*, 35(7): 1766-1776.

Vikesland, P.J., Love, N.G., Chandran, K., Fiss, E.M., Rebodos, R., Zaklikowski, A.E., DiGiano, F.A. and Ferguson, B. (2006). Seasonal chlorination practices and impacts to chloraminating utilities. AWWA Research Foundation and U.S. Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

Volk, C.J. and LeChevallier, M.W. (2000). Assessing biodegradable organic matter. *J. Am. Water Works Assoc.*, 92(5): 64-76.

Vu, B., Chen, M., Crawford, R.J. and Ivanova, E.P. (2009). Bacterial extracellular polysaccharides involved in biofilm formation. *Molecules*, 14(7): 2535-2554.

Wahman, D.G. (2015). Chloramine chemistry – web based application. In: Proceedings of the 2015 AWWA Water Quality Technology Conference, Salt Lake City, Utah. American Water Works Association, Denver, Colorado.

Wahman, D.G. and Speitel, G.E. (2012). Relative importance of nitrite oxidation by hypochlorous acid under chloramination conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 46: 6056-6064.

Wahman, D.G. and Pressman, J.G. (2015). Distribution system residuals-is "detectable" still acceptable for chloramines? *J. Am. Water Works Assoc.*, 107(8): 53-63.

Wahman, D.G., Maestre, J.R. and Speitel, G.E. (2016). Monochloramine cometabolism by nitrifying biofilm relevant to drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 108(7): E362–E373.

Wang, H., Edwards, M., Falkinham, J.O. and Pruden, A. (2012). Molecular survey of the occurrence of *Legionella* spp., *Mycobacterium* spp., *Pseudomonas aeruginosa*, and amoeba hosts in two chloraminated drinking water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.*, 78(17): 6285-6294.

Wang, H., Proctor, C.R., Edwards, M.A., Pryor, M., Domingo, J.W.S., Ryu, H., Camper, A.K., Olson, A. and Pruden, A. (2014). Microbial community response to chlorine conversion in a chloraminated drinking water distribution system. *Environ. Sci. Technol.*, 48(18): 10624-10633.

Ward, A. (2013). Chlorine residual measurement in chloraminated systems. 76th Annual Victorian Water Industry Operations Conference and Exhibition. Bendigo Exhibition Centre, 3–5 September, 2013. Available at: www.wioa.org.au/conference_papers/2013_vic/documents/Aaron_Ward.pdf

Weinstein, T., Chagnac, A., Korzets, A., Boaz, M., Ori, Y., Herman, M., Malachi, T. and Gafter, U. (2000). Haemolysis in haemodialysis patients: evidence for impaired defence mechanisms against oxidative stress. *Nephrol. Dial. Transplant.*, 15(6): 883-887.

Weintraub, J.M., Berger, M. and Bhatia, R. (2006). Heterogeneous dermatitis complaints after change in drinking water treatment: A case report. *Environ. Health*, 5: 18-20.

Whelton, A.J., Dietrich, A.M., Gallagher, D.L. and Roberson, J.A. (2007). Using customer feedback for improved water quality and infrastructure monitoring. *Am. Water Works Assoc.*, 99(11): 62-76.

Westbrook, A. and DiGiano, F.A. (2009). Rate of chloramine decay at pipe surfaces. *J. Am. Water Works Assoc.*, 101(7): 59-70.

White, G.C., (1992). The handbook of chlorination and alternative disinfectants. 3rd edition. Van Nostrand Reinhold, New York, New York [cited in Krasner et coll., 1985].

Microbiol., 68(7): 3293–3299. Monochloramine in drinking-water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, Geneva, Switzerland (WHO/SDE/WSH/03.04/67). Available at: www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/chloramine-background.pdf

WHO (2011). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. ISBN 978 924 154815 1. Available at: http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf

Wilczak, A. (2006). Chapter 4: Overview of causes and control of nitrification in water distribution systems. In: Fundamentals and control of nitrification in chloraminated drinking water distribution systems. Manual of water supply practices – M56. 1st edition. American Water Works Association, Denver, Colorado. pp. 43-67.

Wilczak, A., Assadi-Rad, A., Lai, H.H., Hoover, L.L., Smith, J.F., Berger, R., Rodigari, F., Beland, J.W., Lazzelle, L.J., Kincannon, E.G., Baker, H. and Heaney, C.T. (2003a). Formation of NDMA in chloraminated water coagulated with DADMAC cationic polymer. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(9): 94-106.

Wilczak, A., Hoover, L.L. and Lai, H.H. (2003b). Effects of treatment changes on chloramine demand and decay. *J. Am. Water Works Assoc.*, 95(7): 94-106.

Wilczak, A., Hokanson, D.R., Trussell, R.R., Boozarpour, M. and DeGraca, A.F. (2010). Water conditioning for LCR compliance and control of metals release in San Francisco's water system. *J. Am. Water Works Assoc.*, 102(3): 52-64.

Williams, M.M., Santo Domingo, J.W. and Meckes, M.C. (2005). Population diversity in model potable water biofilms receiving chlorine or chloramine residual. *Biofouling*, 21(5-6): 279-288.

Wojcicka, L., Hofmann, R., Baxter, C., Andrews, R.C., Auvray, I., Lière, J., Miller, T., Chauret, C. and Baribeau, H. (2007). Inactivation of environmental and reference strains of heterotrophic bacteria and *Escherichia coli* O157:H7 by free chlorine and monochloramine. *J. Water Supply Res. T.*, 56(2): 137-150.

Wolfe, R.L., Lieu, N.I., Izaguirre, G. and Means, E.G. (1990). Ammonia-oxidizing bacteria in a chloraminated distribution system: Seasonal occurrence, distribution, and disinfection resistance. *Appl. Environ. Microbiol.*, 56(2): 451-462.

Wones, R.G., Deck, C.C., Stadler, B., Roark, S., Hogg, E. and Frohman, L.A. (1993). Effects of drinking water monochloramine on lipid and thyroid metabolism in healthy men. *Environ. Health Perspect.*, 99: 369-374.

Woszczyński, M., Bergese, J. and Gagnon, G.A. (2013). Comparison of chlorine and chloramines on lead release from copper pipe rigs. *J. Environ. Eng.*, 139(8): 1099-1107.

Xue, Z., Hessler, C.M., Panmanee, W., Hassett, D.J. and Seo, Y. (2013). *Pseudomonas aeruginosa* inactivation mechanism is affected by capsular extracellular polymeric substances reactivity with chlorine and monochloramine. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 83(1): 101-111.

Xue, Z., Lee, W.H., Coburn, K.M. and Seo, Y. (2014). Selective reactivity of monochloramine with extracellular matrix components affects the disinfection of biofilm and detached clusters. *Environ. Sci. Technol.*, 48(7): 3832-3839.

Yoder, J.S., Straif-Bourgeois, S., Roy, S.L., Moore, T.A., Visvesvara, G.S., Ratard, R.C., Hill, V.R., Wilson, J.D., Linscott, A.J., Crager, R., Kozak, N.A., Sriram, R., Narayanan, J., Mull, B., Kahler, A.M., Schneeberger, C., Da Silva, A.J., Poudel, M., Baumgarten, K.L., Xiao, L. and Beach, M.J. (2012). Primary amebic meningoencephalitis deaths associated with sinus irrigation using contaminated tap water. *Clin. Infect. Dis.*, 55(9): E79-85.

Zhang, Y., Griffin, A., Rahman, M., Camper, A., Baribeau, H. and Edwards, M. (2009). Lead contamination of potable water due to nitrification. *Environ. Sci. Technol.*, 43(6): 1890-1895.

Zhang, Y., Edwards, M., Pinto, A., Love, N., Camper, A., Rahman, C. and Baribeau, H. (2010). Effect of nitrification on corrosion in the distribution system. Water Research Foundation and U.S. Environmental Protection Agency, Denver, Colorado.

Zhou, L., Zhang, Y. and Zeng, G. (2013). Monochloramine decay for two chlorine to ammonia ratios in bulk water. *Water Environ. Res.*, 85(11): 2194-2200.

Zhou, E., Payne, S.J.O., Hofmann, R. and Andrews, R.C. (2015). Factors affecting lead release in sodium silicate-treated partial lead service line replacements. *J. Environ. Sci. Health A*, 50(9): 922-930.

Zierler, S., Danley, R.A. and Feingold, L. (1986). Type of disinfectant in drinking water and patterns of mortality in Massachusetts. *Environ. Health Perspect.*, 69: 275-279.

Zierler, S., Feingold, L., Danley, R.A. and Craun, G. (1988). Bladder cancer in Massachusetts related to chlorinated and chloraminated drinking water: A case-control study. *Arch. Environ. Health*, 43(2): 195-200.

Annexe A : Liste des acronymes

ANSI	American National Standards Institute
APHA	American Public Health Association
p.c.	poids corporel
CDC	Centers for Disease Control and Prevention (États-Unis)
IC	intervalle de confiance
Cl ₂ :NH ₃	rapport pondéral chlore:ammoniac
CT	concentration × temps
SPD	sous-produits de désinfection
DPD	N,N-diéthyl-p-phénylènediamine
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
GSH	glutathion
AHA	acides haloacétiques
HOCl	acide hypochloreux
NBH	numération sur plaque des bactéries hétérotrophes
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
SPD-I	sous-produits de désinfection iodés
LCM	leucémie à cellules mononucléées
ND	non disponible
NDMA	N-nitrosodiméthylamine
DSEO	dose sans effet nocif observé
MON	matière organique naturelle
NSF	NSF International
NTP	National Toxicology Program (États-Unis)
PORPB	pathogènes opportunistes des réseaux de plomberie des bâtiments
RC	rapport de cotes
T3	triiodothyronine
T4	thyroxine
THM	trihalométhanés
OMS	Organisation mondiale de la santé