

ANNICK DION-FORTIER

**VARIATION DES SOUS-PRODUITS DE LA
DÉSINFECTION DE L'EAU POTABLE AU POINT
D'UTILISATION RÉSIDENTIEL**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en génie civil
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc.)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL
FACULTÉ DES SCIENCES ET GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2008

© Annick Dion-Fortier, 2008

Résumé

La population n'est pas nécessairement exposée à l'eau potable du réseau de distribution. En effet, l'eau peut stagner dans la tuyauterie résidentielle ou séjourner dans le réservoir d'eau chaude pendant plusieurs heures avant d'être consommée. La qualité de l'eau en est affectée et en particulier les sous-produits de la désinfection (SPD). La présente étude a démontré que les concentrations moyennes de trihalométhanes (THM) augmentent lorsque l'eau froide stagne dans les conduites résidentielles et de façon plus importante lorsque l'eau séjourne dans les réservoirs d'eau chaude. Les concentrations d'acides haloacétiques (AHA) augmentent également dans les deux cas mais de manière moins importante que celles des THM. L'hiver et l'automne sont les saisons où les concentrations de ces composés augmentent le plus par rapport à celles retrouvées dans l'eau du réseau de distribution. L'étude a aussi démontré que, autant dans les conduites que dans les réservoirs d'eau chaude résidentiels, les espèces chlorées et bromées ne se comportent pas de la même manière. Finalement, les résultats de l'étude montrent qu'une utilisation soutenue de l'eau à la maison permet de garder les niveaux de THM et d'AHA près de ceux retrouvés dans l'eau du système de distribution.

Remerciements

Tout d'abord, j'aimerais sincèrement remercier mon directeur, le professeur Manuel J. Rodriguez et mon co-directeur, le professeur Jean-Baptiste Sérodes pour leur soutien. Merci d'avoir cru en moi et de m'avoir amenée à me dépasser.

J'aimerais aussi remercier tous les résidents volontaires qui ont participé à cette étude. Sans vous, ce travail n'aurait pas été possible.

Pour le support financier de cette étude, je veux remercier le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG), le Fonds Québécois de Recherche sur la Nature et sur les Technologies (FQRNT), Hydro-Québec et le Chapitre Saint-Laurent. Un gros merci est donné aux partenaires de la Chaire en eau potable de l'Université Laval (Ville de Québec, Ville de Lévis, Dessau et Avensys-ITF Labs).

Pour leur excellente collaboration, je tiens à remercier Monsieur Michel Bisping et Monsieur François Proulx. Merci pour vos conseils tant appréciés. Je voudrais dire merci à Sabrina et Sylvie pour m'avoir aidé lors de mes campagnes d'échantillonnage. Finalement, je tiens à remercier l'excellent support de tous mes collègues, de ma famille et de mes amis.

Avant-propos

Ce mémoire a été rédigé sous la forme d'un article scientifique. Après le dépôt de ce mémoire, un article sera soumis et j'en serai l'auteure principale. Les co-auteurs de l'article seront Manuel J. Rodriguez (professeur à l'École Supérieure d'Aménagement du Territoire, Université Laval), Jean-Baptiste Sérodes (professeur au Département de Génie Civil, Université Laval) et François Proulx (chimiste au Service de l'environnement, Ville de Québec). L'article sera soumis très prochainement à une revue scientifique afin d'être publié.

Table des matières

Résumé.....	ii
Remerciements.....	iii
Avant-propos.....	iv
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vii
1. INTRODUCTION.....	1
2. MÉTHODOLOGIE.....	5
2.1. Études de cas.....	5
2.2. Stratégie d'échantillonnage.....	6
2.3. Méthodes analytiques.....	8
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	10
3.1. Impact de la stagnation dans la tuyauterie et du séjour dans le réservoir d'eau chaude sur la qualité de l'eau.....	10
3.2. Impact de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie sur les SPD.....	14
3.3. Impact du séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude sur les SPD.....	18
3.4. Effets des saisons sur la variabilité des SPD lors de la stagnation dans la tuyauterie et du séjour dans le réservoir d'eau chaude.....	22
3.5. Impact de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie et du séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude sur les THM et les AHA bromés.....	25
3.6. Impact de l'utilisation journalière d'eau de l'eau sur les variations de SPD.....	28
4. CONCLUSIONS.....	30
5. RÉFÉRENCES.....	32

Liste des tableaux

Tableau 1	Patron d'échantillonnage pour chaque résidence	7
Tableau 2	Portrait des paramètres physico-chimiques pour les trois réseaux à l'étude	11
Tableau 3	Proportion des SPD bromés et non bromés dans l'eau des réseaux à l'étude	12
Tableau 4a	Augmentation des THM et des AHA dans l'eau du premier jet et dans l'eau chaude selon les saisons	23
Tableau 4b	Portrait de la température de l'eau, du chlore résiduel libre et du carbone organique total (COT) selon les saisons	24
Tableau 5	Variations moyennes des SPD bromés ou non bromés dans l'eau du premier jet et dans l'eau chaude dans chacun des réseaux	26
Tableau 6a	Effet de l'utilisation de l'eau pendant le jour sur les variations des SPD dans deux résidences du réseau 2	29
Tableau 6b	Effet de l'utilisation de l'eau pendant le jour sur les variations des SPD dans deux résidences du réseau 1	29

Liste des figures

Figures 1a-b	Comparaison des valeurs moyennes des THM et des AHA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau du premier jet	15
Figures 1c-d	Comparaison des valeurs moyennes de l'ADCA et de l'ATCA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau du premier jet	17
Figures 2a-b	Comparaison des valeurs moyennes des THM et des AHA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau chaude	19
Figures 2c-d	Comparaison des valeurs moyennes de l'ADCA et de l'ATCA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau chaude	21
Figure 3	Variations des concentrations moyennes des espèces bromées majoritaires du réseau 3	27

1. INTRODUCTION

Les sous-produits de la désinfection (SPD) de l'eau ont été découverts dans les années 1970 (Rook, 1974). Ils sont formés lorsqu'un agent désinfectant réagit avec la matière organique naturelle (MON) présente dans l'eau brute. Les principaux agents désinfectants utilisés dans le domaine de l'eau potable sont le chlore, les chloramines, le bioxyde de chlore et l'ozone. La désinfection est nécessaire pour réduire au minimum le risque pour la population associé à la présence de pathogènes dans l'eau. La désinfection primaire vise à inactiver les microorganismes et se fait généralement à l'usine de traitement. Pour assurer l'innocuité de l'eau lors de son séjour dans le système de distribution municipal, un désinfectant secondaire (généralement du chlore ou des chloramines) est ajouté à l'eau traitée juste avant sa sortie de l'usine de traitement ou dans des postes de désinfection en réseau. Des SPD peuvent donc être formés lors de la désinfection primaire et secondaire.

Le chlore étant le désinfectant le plus utilisé au monde, les SPD chlorés sont les plus présents, les plus étudiés et les plus réglementés. Les SPD chlorés retrouvés en plus grande concentration dans l'eau potable sont les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA). Les quatre THM sont le chloroforme (CF), le bromodichlorométhane (BDCM), le chlorodibromométhane (CDBM) et le bromoforme (BF). La somme de ces quatre composés est aussi appelée THM totaux (THMt). Dans la famille des AHA, les neuf acides les plus souvent rencontrés sont l'acide monochloroacétique (AMCA), l'acide dichloroacétique (ADCA), l'acide trichloroacétique (ATCA), l'acide monobromoacétique (AMBA), l'acide dibromoacétique (ADBA), l'acide bromochloroacétique (ABCA), l'acide chlorodibromoacétique (ACDBA), l'acide bromodichloroacétique (ABDCA) et l'acide tribromoacétique (ATBA). Ce groupe de composés est connu sous le nom d'AHA9. Les concentrations de SPD qui sont formés à la suite de la chloration

dépendent de plusieurs facteurs (Singer, 1994; Singer et al., 2002): les doses de désinfectant ajoutées, la nature et les concentrations de matière organique présente naturellement, le pH de l'eau, la quantité d'ions bromures présente naturellement, la température de l'eau et le temps de contact entre le désinfectant et l'eau. Dans un réseau de distribution, ce dernier correspond au temps de séjour de l'eau.

Depuis la découverte des SPD chlorés dans l'eau potable, un intérêt croissant a été porté aux effets possibles sur la santé humaine de l'exposition à ces composés par ingestion, inhalation ou contact cutané (Boorman et al., 1999; Xu et al., 2002; Kim et al., 2004; World Health Organization, 2006). Certains SPD chlorés sont considérés potentiellement ou probablement cancérigènes (King et al., 1996; Cantor et al., 1998; Hildesheim et al., 1998; Mills et al., 1998). Plus récemment, les THM et les AHA ont été associés à des troubles sur la reproduction humaine (Bove et al., 1995; Nieuwenhuijsen et al., 2000; King et al., 2005; Porter et al., 2005).

Plusieurs pays ont déjà établi des normes pour contrôler la présence de THM et des AHA dans l'eau. Les États-Unis ont fixé une norme sur l'eau potable de 80 µg/L et de 60 µg/L, respectivement pour les THMt et les AHA5 (AMCA, ADCA, ATCA, AMBA et ADBA) (USEPA, 2006). Du côté du Canada, il existe une recommandation établie à 100 µg/L et à 80 µg/L pour les THMt et les AHA5, respectivement (Santé Canada, 2008). De façon générale, la conformité à ces normes est basée sur des moyennes annuelles d'échantillons saisonniers prélevés dans un ou plusieurs points du réseau de distribution. Présentement au Québec, il existe uniquement une norme sur les THMt (Gouvernement du Québec, 2008). Cette norme stipule qu'il ne faut pas dépasser une moyenne annuelle de 80 µg/L en THMt, basée sur au moins quatre échantillons trimestriels prélevés aux endroits du réseau où les concentrations sont les plus susceptibles d'être les plus élevées.

Il est maintenant reconnu que les concentrations en THM et en AHA dans les réseaux de distribution varient énormément (Chen et Weisel, 1998; Rodriguez et al., 2004; Rodriguez et al., 2007). Deux facteurs contribuent à influencer l'ampleur de ces variations: le moment de l'année et le lieu géographique où l'eau du réseau de distribution est consommée. De grandes différences saisonnières de température et de qualité d'eau (facteurs responsables de la formation de ces composés) sont observées dans les régions tempérées. De plus, dans les réseaux de distribution de grande taille, les temps de séjour de l'eau sont plus élevés (Rodriguez et Sérodes, 2001; Rodriguez et al., 2004; Symanski et al., 2004).

D'autre part, la population n'est pas nécessairement exposée à l'eau du réseau de distribution. Dans plusieurs cas, l'eau résidentielle est manipulée avant son utilisation. Par exemple, elle peut être bouillie ou être entreposée dans le réfrigérateur. Ces manipulations peuvent avoir des répercussions sur les concentrations de SPD (Gibbons and Laha, 1999; Batterman et al., 2000; Wu et al., 2001; Krasner et Wright, 2005; Lévesque et al., 2006; Weinberg et al., 2006). Par exemple, Lévesque et al. (2006), ont démontré que l'utilisation d'un pichet filtrant pouvait faire diminuer d'environ 90% les concentrations de THM et jusqu'à 66% les concentrations de AHA par rapport à la concentration du réseau. Ces auteurs ont aussi démontré que l'entreposage de l'eau au réfrigérateur dans un contenant ouvert pouvait faire diminuer de plus que 30% sa concentration en THM. En revanche, ce geste n'avait quasiment aucun effet sur les concentrations en AHA. D'autres auteurs (Wu et al., 2001; Krasner et Wright, 2005; Weinberg et al., 2006) ont démontré que l'ébullition de l'eau faisait diminuer les concentrations en THMt (par l'effet de la volatilisation) mais que les concentrations en AHA augmentaient ou diminuaient selon le degré d'halogénéation.

Les concentrations de THM et de AHA au point d'utilisation par la population peuvent aussi être affectées par le séjour de l'eau à l'intérieur des résidences. En effet, l'eau qui arrive du réseau de distribution peut stagner dans les conduites

d'eau froide ou dans les réservoirs d'eau chaude. Jusqu'à maintenant, il y a très peu d'information à ce sujet. Avec un petit nombre d'échantillons prélevés dans deux points d'un réseau de distribution, Baribeau (1995) a comparé les concentrations de THM de l'eau ayant stagné dans la tuyauterie à celles de l'eau de réseau. Ses résultats ne sont pas concluants puisque dans certains cas les niveaux de THM ont été plus élevés dans l'eau ayant stagné, mais dans d'autres cas non. Li et al. (2007) ont étudié de façon expérimentale la stagnation de l'eau dans des tuyaux de cuivre aux caractéristiques comparables à ceux utilisés dans les systèmes de plomberie résidentiels. Ils ont observé une augmentation importante en THM dans les premières heures de stagnation dans les tuyaux et une stabilisation par la suite.

Weinberg et al. (2006) ont étudié l'effet de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie d'une résidence sur les concentrations de THM. Ils ont remarqué qu'il y avait une légère augmentation de 22% en THMt dans l'eau ayant stagné 12 heures. Le composé qui a augmenté le plus lors de la stagnation était le chloroforme. Weisel et Chen (1994) et Wu et al. (2001) ont étudié, lors de tests en laboratoire, l'impact du réchauffement de l'eau sur les concentrations de THM (températures de l'eau comparables à celles d'un chauffe-eau). Ils ont observé que les THM augmentaient de façon significative lorsque l'eau était chauffée jusqu'à une température de 65°C. Le chloroforme était l'espèce qui augmentait le plus lors du chauffage par rapport aux autres THM. Ces études ont aussi montré que lors du chauffage de l'eau jusqu'à 65°C, les AHA chlorés augmentaient tandis que certaines espèces bromées diminuaient légèrement.

Ces différentes études ont montré que les concentrations de SPD peuvent changer lors du séjour de l'eau potable dans les résidences. Malgré leur pertinence et leur contribution, ces études ne sont pas suffisantes et comportent plusieurs limites: les prélèvements faits sur une période restreinte (Baribeau, 1995; Wu et al., 2001; Krasner et Wright, 2005; Weinberg et al., 2006), la génération d'information

uniquement en condition de laboratoire (Weisel et Chen, 1994; Wu et al., 2001), l'utilisation d'échantillons d'eau synthétiques (Li et al, 2007), l'expérimentation en laboratoire avec des concentrations de chlore résiduel libre beaucoup plus élevées que ce qui est réellement retrouvé dans l'eau potable (Li et al, 2007), le faible nombre de paramètres étudiés autre que les SPD (Wu et al., 2001; Krasner et Wright, 2005) et l'utilisation d'échantillons d'eau provenant de peu de réseaux ou de peu d'endroits différents (Baribeau, 1995; Krasner et Wright, 2005; Weinberg et al., 2006).

L'objectif principal de cette étude est donc d'améliorer les connaissances sur les variations des concentrations des SPD entre le réseau et le point d'utilisation résidentiel de l'eau. Plus spécifiquement, il s'agit de i) évaluer l'impact du temps de transit de l'eau dans la tuyauterie sur les concentrations de THM et de AHA dans l'eau froide du robinet et ii) étudier l'impact du séjour de l'eau dans le chauffe-eau sur la présence de THM et de AHA. L'étude est basée sur une base d'information robuste générée sur le terrain dans six résidences de trois réseaux de distribution distincts pendant une année complète.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. Études de cas

Les eaux potables étudiées sont celles de trois réseaux municipaux du Québec. Ces eaux sont de qualité très différente. Les usines de traitement alimentant les réseaux à l'étude ont en commun l'utilisation du chlore comme désinfectant secondaire. Les trois réseaux sont alimentés par des eaux de surface. Le premier réseau choisi est reconnu pour être conforme à la norme québécoise sur les THM (moyenne annuelle de 80 µg/L). Le deuxième dépasse très souvent cette norme. Le troisième réseau est alimenté par une source d'eau avec des concentrations élevées en ions bromures. Son eau contient donc potentiellement des sous-

produits de la chloration bromés. Dans chacun des trois réseaux, deux résidences ont été sélectionnées à partir des critères suivants: la maison devait être du type unifamilial; le chauffage de la maison et le chauffe-eau devaient fonctionner à l'électricité; les résidents volontaires devaient accepter qu'une personne de notre équipe de recherche aille faire des prélèvements à leur maison à plusieurs reprises et à des heures très spécifiques le jour et le soir; finalement, les résidents devaient accepter de restreindre leur consommation d'eau durant la nuit lors des campagnes d'échantillonnage.

2.2. Stratégie d'échantillonnage

Dans chaque résidence, sept types d'eau différents ont été prélevés à trois moments différents de la journée (tableau 1). L'eau du réseau correspond à l'eau provenant du système de distribution de la municipalité (à l'entrée de la résidence). Elle a été obtenue en la laissant couler du robinet pendant cinq minutes. L'eau du premier jet correspond à la première fraction d'eau qui coule lorsque le robinet d'eau froide est ouvert pour la première fois le matin ou l'après-midi, après une période de stagnation dans la tuyauterie. L'eau chaude a été obtenue en laissant couler l'eau du robinet d'eau chaude seulement. L'échantillon était prélevé à une température d'environ 55°C, soit la température de régularisation de la sortie des chauffe-eaux empêchant le risque de brûlures chez les enfants. Les échantillons 1, 2 et 3 (tableau 1) ont servi à évaluer l'effet de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie et l'effet du séjour dans le réservoir d'eau chaude sur les THM et les AHA. Dans une moindre mesure, les échantillons 2, 3, 4, 5, 6 et 7 (tableau 1) ont servi à voir l'effet de la consommation de l'eau pendant la journée sur les concentrations de SPD.

Tableau 1 : Patron d'échantillonnage pour chaque résidence

Période d'échantillonnage	Type d'eau prélevé
Fin de soirée (dernière utilisation de la soirée)	1) Eau du réseau
Matin très tôt (avant utilisation)	2) «Premier jet» eau froide 3) Eau chaude 4) Eau du réseau
Fin d'après-midi (suite à une utilisation normale)	5) «Premier jet» eau froide 6) Eau chaude 7) Eau du réseau

«Premier jet» eau froide : Première fraction recueillie lorsque que le robinet d'eau froide est ouvert après une période de stagnation.

Eau chaude : Fraction recueillie lorsque que robinet d'eau chaude est laissé ouvert et que la température de l'eau se stabilise à environ 55°C.

Chacune des six résidences a été visitée à huit reprises entre février 2007 et janvier 2008 pour réaliser les prélèvements présentés au tableau 1. Chaque maison a été visitée approximativement aux 6 semaines. À chaque visite, la consommation journalière en eau des résidents était notée (volume approximatif et fréquence d'utilisation). Ces campagnes d'échantillonnage ont permis de collecter environ 350 échantillons d'eau. Plusieurs paramètres ont été analysés dans ces échantillons : les THM, les AHA ainsi que la température, le chlore résiduel libre, le pH, la turbidité et les indicateurs de MON: l'absorbance UV (UV-254 nm) et le carbone organique total (COT).

Les échantillons pour les THM et les AHA ont été prélevés dans des vials en verre transparents de 40 mL contenant un agent déchlorant (chlorure d'ammonium). Les échantillons pour les mesures du pH, de la turbidité, de l'UV-254 nm et du COT ont été prélevés dans des bouteilles en plastique de 125 mL. Une fois prélevés, les échantillons ont été transportés au laboratoire dans une glacière (à 4°C). Le chlore résiduel libre ainsi que la température de l'eau ont été mesurés in-situ.

2.3. Méthodes analytiques

Les THM ont été mesurés par chromatographie gazeuse avec détection par spectrométrie de masse (GC-MS) (appareil de marque Varian, modèle 3900), en utilisant la méthode standard 524.2 de l'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (USEPA, 1995a). L'analyse des AHA9 a été réalisée par chromatographie en phase gazeuse avec détection par capture d'électrons (GC-ECD) (appareil de marque Perkin Elmer, AutoSystem XL), et en suivant la méthode standard 552.2 de l'USEPA (USEPA, 1995b). Pour les AHA, les échantillons ont été préalablement extraits avec du méthyl-tert-butyl-éther (MTBE). La méthylation s'est effectuée avec l'ajout d'une solution méthanol/acide sulfurique. Un surrogate (acide 2-bromopropionique) et un standard interne (1,2,3

trichloropropane) ont été ajoutés à chaque échantillon lors de l'extraction. Pour assurer le contrôle de la qualité, des blancs, des solutions contrôles internes et des duplicatas ont été ajoutés lors de l'analyse des THM et des AHA. Les limites de détection pour les composés de la famille des THM sont de 0,3 µg/L pour le CF, 0,3 µg/L pour le BDCM, 0,4 µg/L pour le CDBM et de 0,5 µg/L pour le BF. Les limites de détection pour les composés de la famille des AHA sont de 1,3 µg/L pour l'AMCA, 0,9 µg/L pour l'ADCA, 0,4 µg/L pour l'ATCA, 1,0 µg/L pour l'AMBA, 0,7 µg/L pour l'ADBA, 0,8 µg/L pour l'ABCA, 4,6 µg/L pour l'ACDBA, 4,2 µg/L pour l'ABDCA et 6,4 µg/L pour l'ATBA.

Les analyses de chlore résiduel libre ont été réalisées avec une méthode colorimétrique utilisant le réactif DPD, adaptée de la méthode 4500-Cl G du livre *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1998) et en utilisant un colorimètre portatif (Hach, modèle DR-820). Le pH a été mesuré avec une sonde à pH (Thermo Orion, modèle 8104BN). La turbidité a été mesurée avec un turbidimètre (Hach, modèle 2100N). La mesure de l'UV-254 nm a été réalisée avec un spectrophotomètre (Pharmacia, modèle 80-2097-62), à une longueur d'onde de 254 nm et avec une cellule de quartz de 50 mm en parcours optique. Le COT a été mesuré avec un analyseur de carbone (Shimadzu Corporation, modèle TOC-5000) suivant la méthode 5310B du *Standard Methods for examination of water and wastewater* (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1998).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1. Impact de la stagnation dans la tuyauterie et du séjour dans le réservoir d'eau chaude sur la qualité de l'eau

Le tableau 2 présente le portrait de la qualité de l'eau basée sur les résultats des échantillons 1, 2 et 3. Ces résultats démontrent que la qualité de l'eau des trois réseaux est très différente (tableau 2; colonne «Eau réseau fin de soirée»). En effet, les différences sont notables pour le chlore résiduel libre, pour les indicateurs de la matière organique et pour la turbidité. Les valeurs d'UV-254 nm et de SUVA_t sont beaucoup plus élevées dans le réseau 2 que dans les deux autres réseaux. Une dose plus importante de chlore est aussi ajoutée à l'eau de ce réseau.

Les concentrations de THMt et d'AHA9 sont aussi très différentes d'un réseau à l'autre. Dans l'eau du réseau prélevée en fin de soirée, les niveaux moyens de THMt ont été de 23,0 µg/L de 77,3 µg/L et de 62,0 µg/L pour les réseaux 1, 2 et 3, respectivement. En ce qui a trait aux AHA9, les concentrations moyennes ont été de 27,8 µg/L dans le réseau 1, de 108,7 µg/L dans le réseau 2 et de 54,9 µg/L dans le réseau 3. De même que les concentrations en THMt et en AHA, les proportions d'espèces bromées dans l'eau varient beaucoup d'un réseau à l'autre (tableau 3). Les résultats montrent que la proportion d'espèces bromées est faible dans les réseaux 1 et 2. Ceci pourrait s'expliquer par les faibles niveaux d'ions bromures retrouvés dans l'eau de ces réseaux (en dessous de la limite de détection de l'appareil, Rodriguez et al., 2003). Les niveaux observés d'espèces bromées sont relativement élevés dans le réseau 3 (tableau 3). Cette observation a aussi été faite par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (résultats tirés de la Banque informatisée de l'eau potable). Les données indiquaient une quantité importante de THM bromés dans l'eau du réseau sans mentionner la concentration d'ions bromures à la source.

Tableau 2 : Portrait des paramètres physico-chimiques pour les trois réseaux à l'étude (entre parenthèses, l'écart-type)

Paramètre	Réseau	Eau réseau (fin de soirée)	Premier jet (matin)	Eau chaude (matin)
Température (°C)	1	9,2 (5,6)	19,7 (2,5)	54,8 (0,9)
	2	8,5 (5,7)	19,2 (2,4)	54,8 (0,7)
	3	9,3 (6,2)	17,9 (3,0)	56,7 (3,4)
Chlore résiduel libre (mg/L Cl ₂)	1	1,03 (0,32)	0,57 (0,30)	0,02 (0,02)
	2	1,49 (0,43)	0,02 (0,02)	0,02 (0,02)
	3	1,30 (0,24)	0,70 (0,30)	0,02 (0,02)
UV-254nm (cm ⁻¹)	1	0,025 (0,005)	0,024 (0,005)	0,034 (0,041)
	2	0,087 (0,029)	0,096 (0,029)	0,084 (0,025)
	3	0,047 (0,014)	0,046 (0,029)	0,047 (0,016)
COT (mg/L)	1	1,70 (0,57)	1,73 (0,55)	1,49 (0,52)
	2	3,48 (1,05)	2,93 (0,95)	3,16 (0,88)
	3	7,44 (4,15)	7,43 (4,13)	7,98 (4,39)
SUVA _t (L/mg•m)	1	1,47 (0,58)	1,39 (0,56)	2,28 (0,56)
	2	2,50 (1,08)	3,28 (0,98)	2,66 (0,91)
	3	0,63 (4,16)	0,62 (4,16)	0,59 (4,41)
Turbidité (UNT)	1	0,329 (0,125)	0,242 (0,058)	0,189 (0,032)
	2	0,758 (0,396)	0,721 (0,299)	0,654 (0,271)
	3	0,256 (0,247)	0,191 (0,134)	0,277 (0,161)
pH	1	7,77 (0,12)	7,81 (0,11)	8,47 (0,28)
	2	7,38 (0,21)	7,14 (0,23)	7,52 (0,22)
	3	7,45 (0,15)	7,50 (0,11)	7,70 (0,23)

Le SUVA_t, est le ratio : UV-254 nm / (COT) x100

**Tableau 3 : Proportion des SPD bromés et non bromés dans l'eau des réseaux à l'étude
(moyennes de tous les échantillons confondus de chaque réseau)**

Réseau	Proportion (%)			
	chloroforme	THM bromés	AHA non bromés	AHA bromés
1	80,5	19,5	68,5	31,5
2	97,8	2,2	88,6	11,4
3	53,0	47,0	63,9	36,1

THM bromés: BDCM, CDBM, BF

AHA non bromés: AMCA, ADCA, ATCA

AHA bromés: AMBA, ADBA, ABCA, ACDBA, ABDCA, ATBA

Au tableau 2, il est aussi possible de constater que les températures de l'eau ayant stagné dans la tuyauterie et de l'eau ayant séjourné dans le réservoir d'eau chaude ont considérablement augmenté par rapport à celles du réseau. Au Québec, le climat rigoureux de l'hiver oblige un chauffage important dans les résidences. Ceci a pour effet que l'eau froide du réseau qui stagne dans la tuyauterie pendant plusieurs heures se réchauffe. L'augmentation moyenne de température lors de la stagnation dans les tuyaux a été d'environ 10°C. Celle associée au séjour dans le réservoir d'eau chaude a été d'environ 46°C.

Les résultats du tableau 2 montrent que la stagnation dans les conduites et le séjour dans le réservoir d'eau chaude ont un effet important sur les concentrations en chlore résiduel libre dans l'eau. En effet, ces diminutions de concentrations sont très probablement associées à des réactions entre le chlore et des composés organiques présents dans l'eau. Par contre, la stagnation dans la tuyauterie ou le séjour dans le réservoir d'eau chaude ne semblent pas influencer les indicateurs de matière organique. Étant donné les baisses de chlore libre observées, il aurait été raisonnable de penser que les valeurs des indicateurs de MON auraient diminué elles aussi. Comme ce n'est pas le cas, il se pourrait alors que la dégradation du chlore libre soit aussi associée à l'oxydation de composés inorganiques dans l'eau et de composés organiques provenant du biofilm des conduites (Lu et al., 1999). Dans le cas de l'eau du réservoir d'eau chaude, la volatilisation a pu aussi contribuer à la disparition du chlore résiduel dans tous les échantillons prélevés.

Concernant la turbidité, une légère baisse des valeurs moyennes de ce paramètre a été observée pour l'eau ayant stagné dans la plomberie comparativement à l'eau du réseau. Ceci pourrait être attribué à la décantation des particules. Une légère hausse des valeurs moyennes de pH a aussi été notée dans l'eau chaude en comparaison avec l'eau du réseau. Ceci est un phénomène naturel qui peut s'expliquer par l'équilibre calco-carbonique (Tardat-Henry, 1992). Tout compte fait,

ce portrait global des variations des paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau permettra d'expliquer dans une certaine mesure les variations de THM et d'AHA dans l'eau ayant stagné dans la tuyauterie et celle ayant séjourné dans le réservoir d'eau chaude.

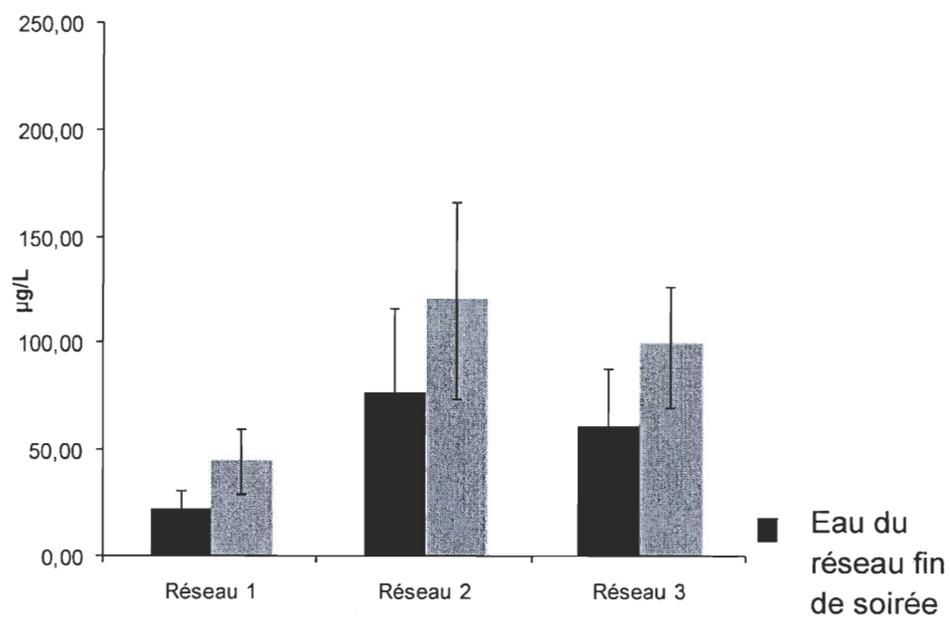
3.2. Impact de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie sur les SPD

Les résultats montrent que la stagnation de l'eau dans les conduites d'eau froide des résidences pendant la nuit a des effets importants sur les niveaux de SPD (figures 1a-b). En effet, il y a des différences importantes entre les concentrations de THM et d'AHA de l'eau du réseau de distribution prélevée en soirée, avant la stagnation de l'eau dans la tuyauterie, et celle qui a stagné toute la nuit. L'augmentation moyenne en THMt dans chacun des réseaux a été de 96%, 56% et 60% pour les réseaux 1, 2 et 3, respectivement (figure 1a). Ces augmentations sont statistiquement significatives¹ (selon le «*t-test*» (SPSS) $p < 0,001$ pour réseau 1, $p < 0,010$ pour le réseau 2 et $p < 0,005$ pour le réseau 3). La hausse des AHA9 a été plus faible que celle observée pour les THMt (figure 1b). En fait, les concentrations en AHA9 ont augmenté en moyenne de 30%, 12% et 33% pour les réseaux 1, 2 et 3, respectivement. Ces augmentations sont statistiquement significatives dans le cas des réseaux 1 et 3 ($p < 0,050$ et $p < 0,055$) mais pas dans le cas du réseau 2.

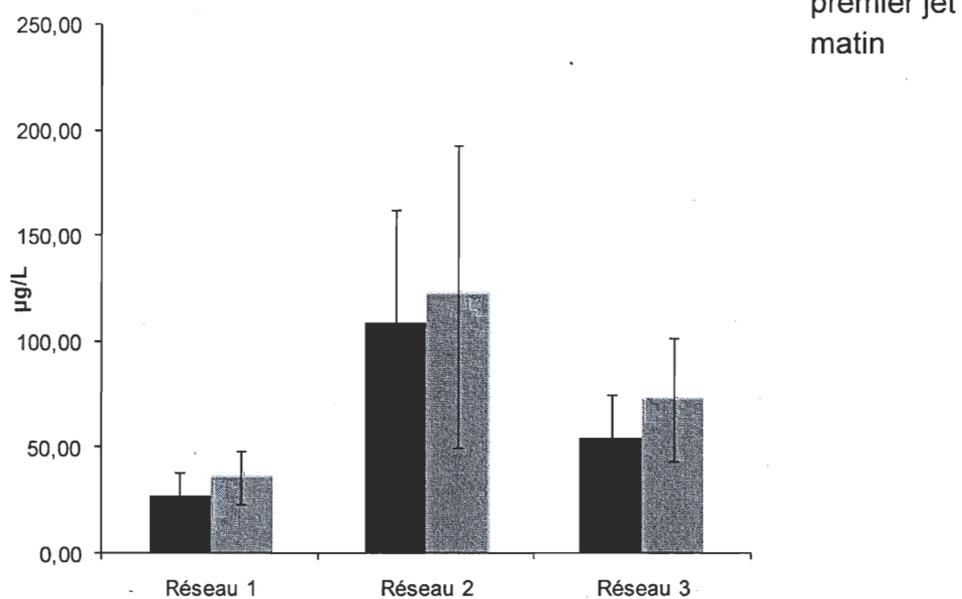
Les augmentations pour ces familles de SPD décrites ci-dessus pourraient s'expliquer dans un premier temps par la température de l'eau. Comme il a été illustré dans le tableau 2, lors de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie, la température de l'eau a augmenté de façon importante. Le réchauffement de l'eau a influencé certainement la cinétique des réactions du chlore, ce qui a pu favoriser

¹ Le «*p*» correspond au taux de signification selon le *t-test*.

a)

THMt

b)

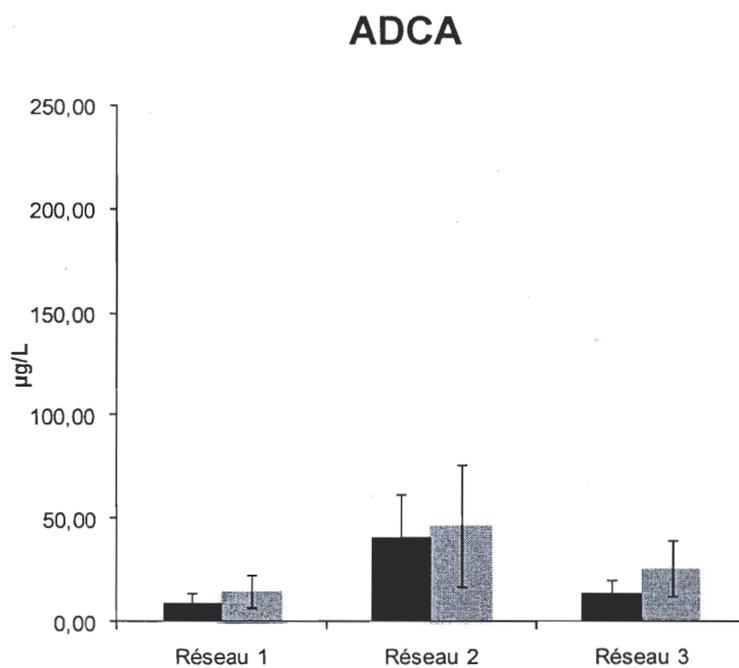
AHA9

Figures 1a-b : Comparaison des valeurs moyennes des THM et des AHA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau du premier jet (les barres verticales représentent l'écart-type)

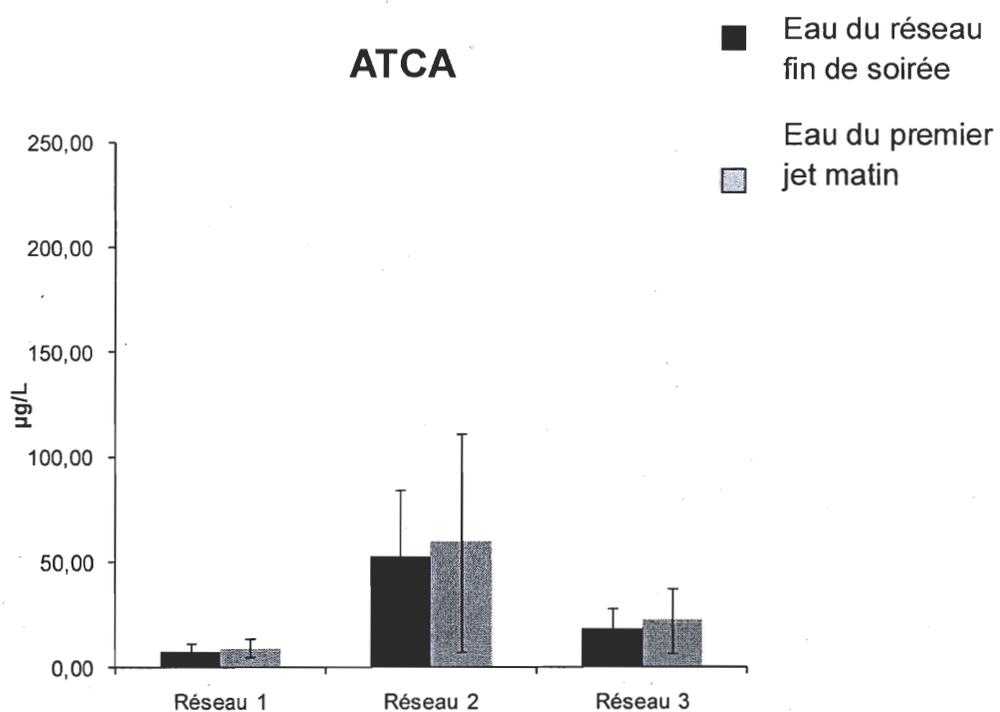
la formation supplémentaire de SPD. En deuxième lieu, comme indiqué dans le tableau 2, une consommation importante du chlore a été constatée lors de la stagnation de l'eau. En effet, de 45% à 100% du chlore libre présent initialement a été consommé lors de la période de stagnation, dépendamment de la résidence et de la campagne. Comme il y avait une présence non-négligeable de matière organique naturelle dans l'eau des réseaux (voir indicateurs de MON au tableau 2), le chlore a pu réagir avec celle-ci pour former des SPD. Ces réactions ont probablement été favorisées par un temps de contact relativement long, associé à la durée de la période de stagnation. La faible augmentation des AHA par rapport aux THM lors de la stagnation de l'eau pourrait être associée à un pH légèrement basique et à la dégradation microbologique des AHA. En effet, des études ont montré qu'un pH basique favoriserait la formation des THM au détriment des AHA (Singer et al., 2002). Aussi, il est possible que les AHA soient dégradés par l'action du biofilm dans les conduites résidentielles. Dans les extrémités des réseaux de distribution, un phénomène semblable a déjà été observé par plusieurs auteurs (McRae et al., 2004; Rodriguez et al., 2004; Baribeau et al., 2005).

Tel que présenté au tableau 3, le chloroforme est le composé de la famille des THM retrouvé en plus grande concentration dans l'eau du réseau mais aussi dans l'eau ayant stagné. Dans la famille des AHA, l'ADCA et l'ATCA sont les composés retrouvés majoritairement dans l'eau du réseau ainsi que dans l'eau ayant stagné. En effet, l'ADCA représente 33%, 38% et 26% des AHA9 dans l'eau des réseaux 1, 2 et 3, respectivement, et l'ATCA représente 26%, 48% et 33% des AHA9 dans l'eau des réseaux 1, 2 et 3, respectivement. Aux figures 1c-d, les résultats montrent que la stagnation de l'eau a eu un impact plus important sur l'ADCA que sur l'ATCA. En fait, il y a eu en moyenne des augmentations en ADCA de 61%, 13% et 82% pour les réseaux 1, 2 et 3, respectivement. Ces augmentations sont statistiquement significatives pour le réseau 1 et 3 ($p < 0,020$ et $p < 0,005$, respectivement) mais pas pour le réseau 2. Pour l'ATCA, les augmentations moyennes ont été seulement de 26%, 14% et 22% pour les réseaux 1, 2 et 3, res-

c)



d)



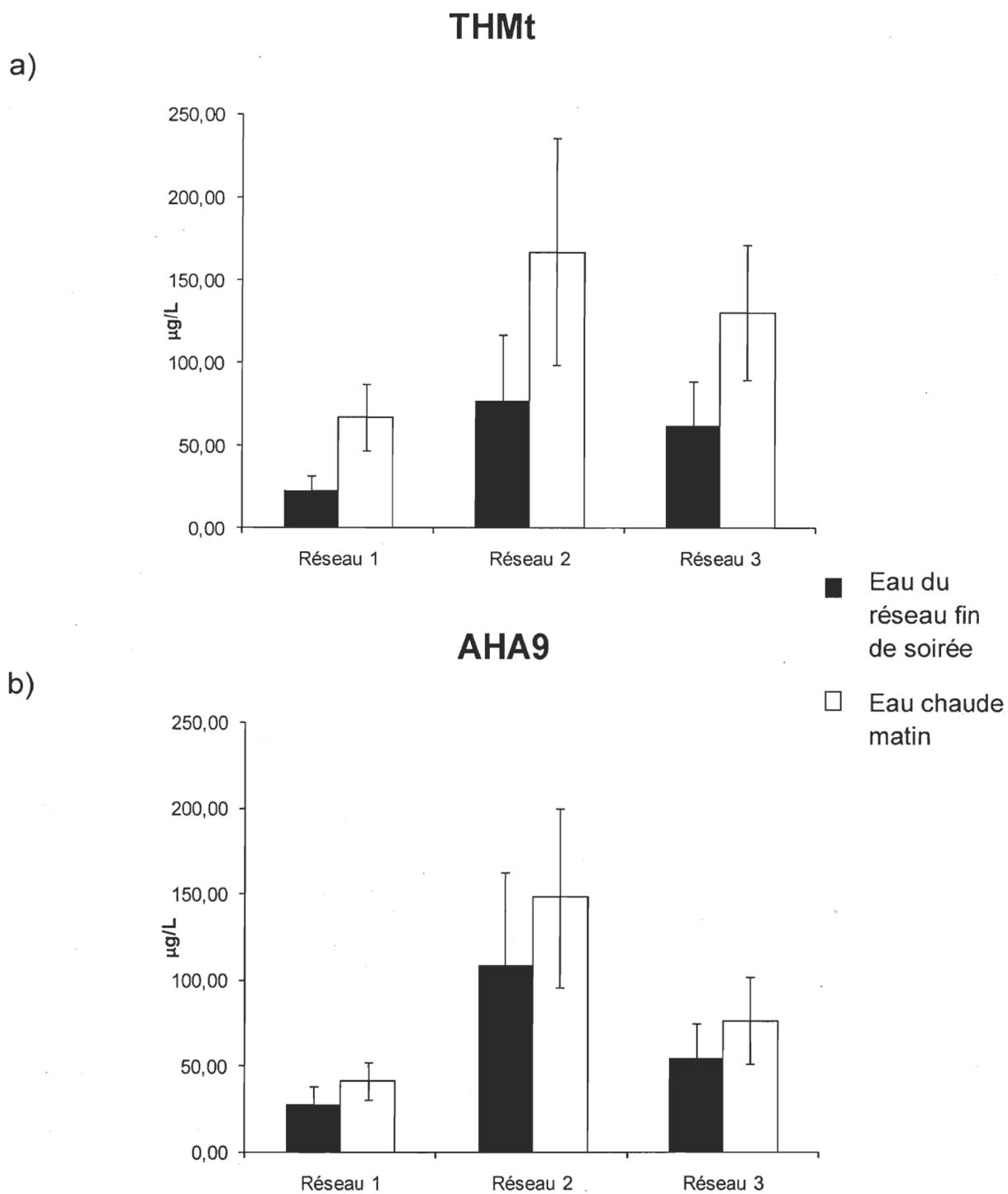
Figures 1c-d: Comparaison des valeurs moyennes de l'ADCA et de l'ATCA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau du premier jet (les barres verticales représentent l'écart-type)

pectivement (aucune augmentation statistiquement significative, tout réseau confondu). La faible augmentation de l'ATCA pourrait s'expliquer par le fait que ce composé n'est pas stable thermiquement, contrairement à l'ADCA. En effet, il se pourrait qu'il y ait formation supplémentaire d'ATCA pendant la stagnation dans la tuyauterie mais que, même à la température de la pièce, une partie non-négligeable soit dégradée par décarboxylation thermique (Christensen et al., 1988; Cammann et Hübner, 1993; Wu et al., 2001). La décarboxylation thermique de l'ATCA peut former du chloroforme. L'augmentation considérable du chloroforme associée à la stagnation dans la tuyauterie masque probablement tout changement significatif de sa concentration apporté par la décarboxylation thermique de l'ATCA.

3.3. Impact du séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude sur les SPD

Le séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude pendant plusieurs heures a affecté lui-aussi le niveau de SPD de l'eau provenant des réseaux (figures 2a-b). Les résultats montrent de grandes différences en SPD entre l'eau qui a séjourné dans le chauffe-eau et celle qui a stagné dans la tuyauterie résidentielle. En moyenne, il y a eu des augmentations en THMt de 191%, 116% et 111% pour les réseaux 1, 2 et 3, respectivement (figure 2a). Ces augmentations sont statistiquement significatives ($p < 0,001$ pour les trois réseaux). Comme pour le cas de la stagnation de l'eau froide, les augmentations des AHA9 dans l'eau chaude ont été plus faibles que celles des THMt. En effet, les augmentations moyennes des AHA9 dans l'eau chaude ont été de 50% pour le réseau 1, 36% pour le réseau 2 et 39% pour le réseau 3 (figure 2b). Ces augmentations étaient statistiquement significatives pour les trois réseaux ($p < 0,05$).

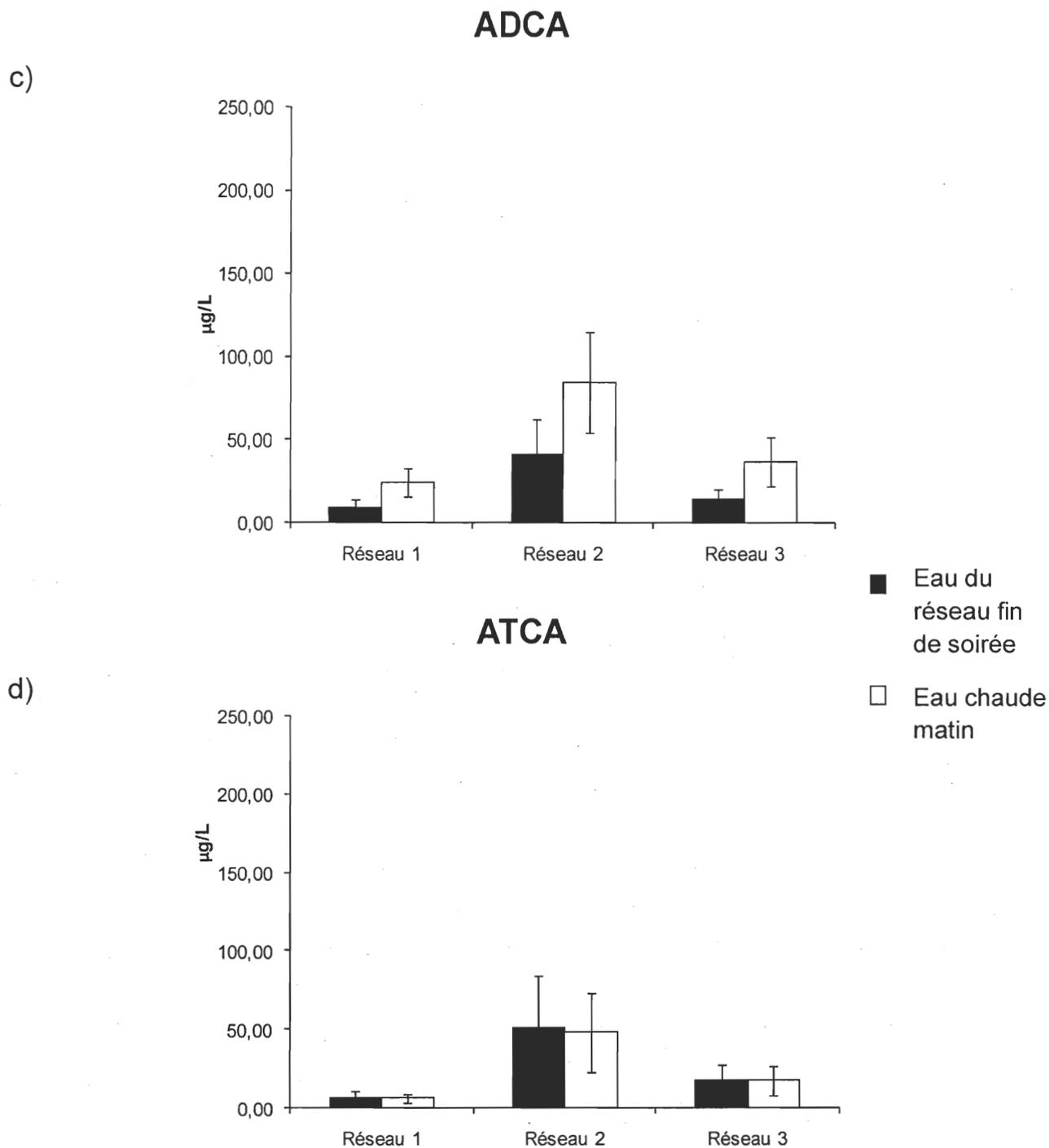
Les augmentations des SPD ont été beaucoup plus importantes pendant le séjour dans le réservoir d'eau chaude en comparaison avec ce qui a été observé lors de la stagnation dans les conduites d'eau froide. Il se pourrait que le clivage de



Figures 2a-b : Comparaison des valeurs moyennes des THM et des AHA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau chaude (les barres verticales représentent l'écart-type)

grosses molécules halogénées soit plus favorisé dans l'eau chaude et ainsi des SPD supplémentaires peuvent être formés. De plus, le choc thermique de l'eau dans le chauffe-eau est très important (en moyenne près de 46°C de différence entre l'eau chaude et l'eau du réseau, comme indiqué au tableau 2). Une telle différence peut favoriser considérablement l'augmentation des vitesses de réactions entre le chlore et la MON. Le chlore est ainsi consommé plus rapidement. Rappelons que, peu importe la campagne ou la maison, le chlore résiduel libre de l'eau ayant séjourné dans un chauffe-eau était entièrement consommé indépendamment de la concentration initiale dans l'eau du réseau (tableau 2). L'absence de chlore résiduel dans l'eau du réservoir d'eau chaude pourrait aussi favoriser la biodégradation des AHA (Singer et al., 2002), ce qui expliquerait l'augmentation plus faible des AHA par rapport aux THM. Par contre, si tel était le cas, une baisse de l'ADCA aurait été observée (ce qui n'a pas été fait tel que discuté au paragraphe suivant).

Comme dans l'eau ayant stagné dans les conduites, le chloroforme ainsi que l'ADCA et l'ATCA sont les espèces majoritaires des familles des THM et des AHA dans l'eau chaude. Les proportions de chloroforme par rapport aux THMt dans l'eau chaude se sont avérées comparables à celles retrouvées dans l'eau du réseau. Par contre, le séjour dans le réservoir d'eau chaude a des effets différents sur l'ADCA et sur l'ATCA (figures 2c-d). En effet, l'ADCA a augmenté de 164% dans le réseau 1, de 104% dans le réseau 2 et de 155% dans le réseau 3 (figure 2c). Ces augmentations étaient statistiquement significatives ($p < 0,001$ pour les trois réseaux). Par contre, les résultats démontrent que le séjour dans le chauffe-eau n'a aucun impact apparent sur les concentrations d'ATCA (figure 2d). Ce résultat pourrait être encore une fois expliqué en partie par son instabilité thermique. Il est donc possible que, lorsque l'eau du réseau se réchauffe dans le réservoir, les ATCA augmentent initialement mais qu'ensuite leurs concentrations diminuent. Les réactions de décarboxylation thermique peuvent être particulièrement importantes dans ces conditions de température (Christensen et



Figures 2c-d : Comparaison des valeurs moyennes de l'ADCA et de l'ATCA entre l'eau du réseau de distribution et l'eau chaude (les barres verticales représentent l'écart-type)

al.,1988; Cammann et Hübner, 1993; Wu et al., 2001). Les différences de comportement de l'ADCA et de l'ATCA pourraient être expliquées aussi par les conditions de pH. En effet, comme il a été observé par Singer et al. (2002), les concentrations des espèces trihalogénées diminuent lorsque que le pH devient plus basique. L'eau chaude des résidences étant plus basique que l'eau du réseau de distribution (tableau 2), il se pourrait que la formation de l'ATCA soit ainsi défavorisée.

3.4. Effets des saisons sur la variabilité des SPD lors de la stagnation dans la tuyauterie et du séjour dans le réservoir d'eau chaude

Comme présenté aux sections 3.2 et 3.3, les variations de concentrations de THM et d'AHA dans la tuyauterie d'eau froide et dans le réservoir d'eau chaude sont très importantes. L'ampleur de ces variations est différente selon les saisons. En effet, les concentrations de THM et d'AHA augmentent davantage en hiver et en automne que dans les autres périodes de l'année (tableau 4a). Pendant ces saisons, la température de l'eau provenant du réseau augmente de façon importante (choc thermique) lorsqu'il y a stagnation dans la résidence (tableau 4b). Même si ces différences de température de l'eau sont comparables au printemps et à l'automne, les concentrations de chlore résiduel libre et d'indicateurs de MON sont plus élevées en automne (tableau 4b). Ceci a favorisé la formation supplémentaire de SPD pendant cette saison. En été, malgré des concentrations de chlore résiduel libre assez élevées et une présence de MON relativement importante, le choc thermique est trop faible pour faire augmenter les SPD lors de la stagnation.

Dans un même ordre d'idées, les augmentations les plus élevées en THMt et en AHA9 dans l'eau séjournant dans le chauffe-eau ont été également observées en hiver et en automne (tableau 4a). Ces augmentations pourraient être expliquées

**Tableau 4a: Augmentation des THM et des AHA dans l'eau du premier jet et dans l'eau chaude selon les saisons
(valeurs moyennes, toutes maisons confondues)**

Type d'eau	SPD	Printemps		Été		Automne		Hiver	
		Réseau (µg/L)	% augmentation par rapport eau réseau	Réseau (µg/L)	% augmentation par rapport eau réseau	Réseau (µg/L)	% augmentation par rapport eau réseau	Réseau (µg/L)	% augmentation par rapport eau réseau
Premier jet matin	THMt	45,7	61	85,8	46	42,4	109	42,6	95
	AHA9	47,6	18	94,3	7	68,8	40	44,4	44
	ADCA	17,5	37	33,9	20	20,1	89	15,6	91
	ATCA	17,5	21	40,1	3	29,7	24	15,6	45
Eau chaude matin	THMt	45,7	124	85,8	106	42,4	173	42,6	200
	AHA9	47,6	57	94,3	22	68,8	52	44,4	57
	ADCA	17,5	158	33,9	96	20,1	186	15,6	183
	ATCA	17,5	9	40,1	-12	29,7	-3	15,6	-1

Tableau 4b: Portrait de la température de l'eau, du chlore résiduel libre et du carbone organique total (COT) selon les saisons (valeurs moyennes pour les trois réseaux confondus)

Saison	Δ Température (°C) premier jet/ réseau	Δ Température (°C) eau chaude/ réseau	Chlore libre eau réseau (mg/L)	COT eau réseau (mg/L)
Printemps	12	49	1,04	2,43
Été	3	40	1,45	5,83
Automne	10	48	1,46	5,17
Hiver	16	53	1,15	2,60

par les mêmes éléments décrits pour l'eau froide stagnant dans la tuyauterie. Le choc thermique entre l'eau séjournant dans le réservoir d'eau chaude et l'eau du réseau est très important mais similaire entre les saisons (tableau 4b). Concernant les AHA, il est intéressant de constater que l'ADCA a un patron de variation semblable à celui des THMt (tableau 4a). Par contre, la variabilité de l'ATCA est très faible entre les saisons (tableau 4a). Ceci pourrait être une fois de plus expliqué par la réaction de décarboxylation thermique fortement favorisée, comme expliqué à la section 3.3.

3.5. Impact de la stagnation de l'eau dans la tuyauterie et du séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude sur les THM et les AHA bromés

Les SPD bromés, que ce soit les THM bromés ou les AHA bromés, se retrouvent de façon générale à de faibles concentrations dans l'eau des réseaux étudiés. Comme mentionné précédemment, les ions bromures se retrouvent à de très faibles concentrations dans les sources d'eau et donc peu dans l'eau distribuée de la plupart des réseaux. La formation de SPD bromés n'est donc pas favorisée dans l'eau du réseau et par conséquent n'est pas favorisée dans l'eau ayant stagné dans la tuyauterie d'eau froide ainsi que dans l'eau ayant séjourné dans le chauffe-eau. En effet, comme le montre le tableau 5, les concentrations des espèces non-bromées ont augmenté, de façon générale, beaucoup plus que celles des espèces bromées indépendamment du type d'eau. Par contre, les THM bromés et les AHA bromés ne se comportent pas de la même façon (tableau 5). En fait, les concentrations d'AHA bromés ont plutôt tendance à diminuer, en particulier dans l'eau chaude. Ce n'est pas le cas pour les THM bromés qui eux ont plutôt tendance à augmenter.

Tel que mentionné au tableau 3, l'eau du réseau 3 contient des proportions relativement importantes d'espèce bromées en comparaison avec les deux autres

Tableau 5 : Variations moyennes des SPD bromés ou non bromés dans l'eau du premier jet et dans l'eau chaude dans chacun des réseaux

Réseau	Type d'eau	Composé	Concentration eau réseau (µg/L)	% d'augmentation par rapport eau réseau	Niveau de signification p
1	premier jet	THM bromés	4,79	28	<0,005
		Chloroforme	18,23	114	<0,001
		AHA bromés	9,25	5	n.s.
		AHA non bromés	18,54	43	<0,065
2	premier jet	THM bromés	1,70	19	<0,050
		Chloroforme	75,63	57	<0,010
		AHA bromés	10,03	-4	n.s.
		AHA non bromés	98,62	14	n.s.
3	premier jet	THM bromés	29,00	30	n.s.
		Chloroforme	32,98	86	<0,005
		AHA bromés	19,40	7	n.s.
		AHA non bromés	35,49	47	<0,055
1	eau chaude	THM bromés	4,79	40	<0,001
		Chloroforme	18,23	231	<0,001
		AHA bromés	9,25	-21	<0,105
		AHA non bromés	18,54	85	<0,001
2	eau chaude	THM bromés	1,70	81	<0,001
		Chloroforme	75,63	117	<0,001
		AHA bromés	10,03	-24	<0,090
		AHA non bromés	98,62	42	<0,040
3	eau chaude	THM bromés	29,00	88	<0,001
		Chloroforme	32,98	131	<0,020
		AHA bromés	19,40	-3	n.s.
		AHA non bromés	35,49	62	<0,010

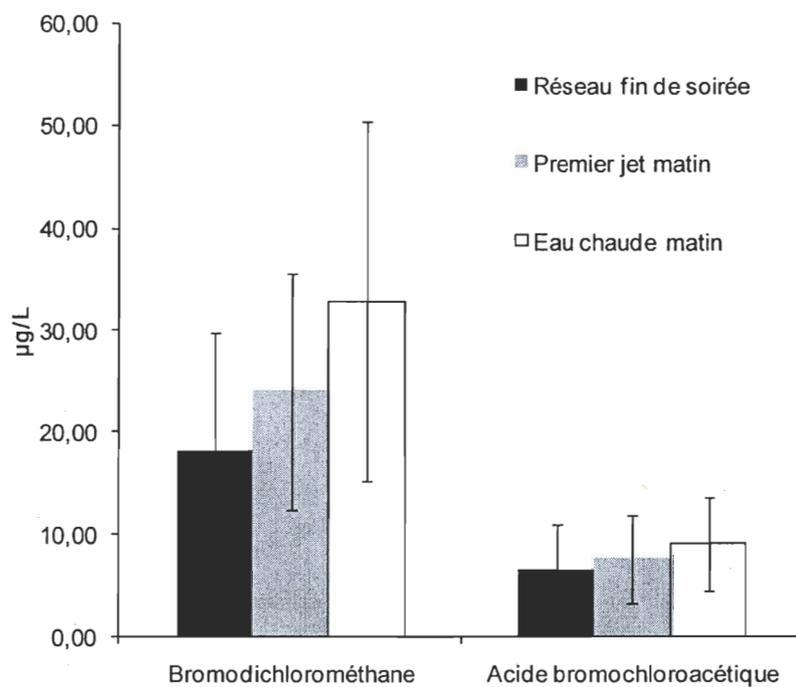


Figure 3 : Variations des concentrations moyennes des espèces bromées majoritaires du réseau 3

réseaux. C'est pourquoi une illustration du comportement des deux principaux produits bromés identifiés peut être faite pour l'eau de ce réseau. L'étude des espèces bromées majoritaires du réseau 3 indique que le BDCM et l'ABCA se comportent différemment dans les types d'eau étudiés (figure 3). En effet, le BDCM a augmenté en moyenne de 33% dans l'eau ayant stagné dans les conduites d'eau froide et de 81% dans l'eau ayant séjourné dans le chauffe-eau. Pour l'ABCA, des augmentations plus faibles ont été observées, soit de 14% dans le premier cas et de 38% dans le deuxième. Toutefois, la seule augmentation statistiquement significative ($p < 0,010$) a été observée dans le cas du BDCM dans l'eau chaude. Wu et al., (2001) ont obtenu des résultats semblables en laboratoire. Lorsqu'une eau était chauffée de 25°C à 65°C, ils ont remarqué qu'il y avait une légère augmentation du BDCM et une constance dans la concentration de l'ABCA.

3.6. Impact de l'utilisation journalière d'eau de l'eau sur les variations de SPD

Le volume d'eau utilisé et la fréquence des utilisations dans la résidence peuvent avoir un effet sur le temps de séjour de l'eau dans la tuyauterie ou dans le chauffe-eau. Ceci peut donc affecter les niveaux de SPD dans l'eau de premier jet ou dans l'eau chaude. Pour évaluer l'impact de l'utilisation de l'eau sur les niveaux de SPD, des résidences avec des consommations d'eau différentes pendant le jour ont été comparées. Les tableaux 6a-b présentent les résultats obtenus lors de campagnes d'échantillonnages sélectionnées dans deux résidences du réseau 1 et dans deux résidences du réseau 2. Ces comparaisons sont possibles puisque, dans ces exemples, la qualité de l'eau du réseau de distribution est comparable en matinée et en après-midi.

D'après les tableaux 6a-b, lorsqu'il n'y a pas eu de consommation d'eau pendant la journée, les concentrations de THM et d'AHA sont très similaires à celles obtenues

Tableau 6a : Effet de l'utilisation de l'eau pendant le jour sur les variations des SPD dans deux résidences du réseau 2 (prélèvements faits en octobre 2007)

Type d'eau	Résidence 1		Résidence 2	
	THMt (µg/L)	AHA9 (µg/L)	THMt (µg/L)	AHA9 (µg/L)
Réseau matin	74,9	144,0	61,5	116,5
Réseau après-midi	71,3	131,9	53,7	105,1
Premier jet matin	151,5	175,4	130,0	173,5
Premier jet après-midi	81,8	154,8	123,6	179,8
Eau chaude matin	169,5	197,3	167,4	186,0
Eau chaude après-midi	158,4	198,4	161,9	189,6

Résidence 1 : avec utilisation

Résidence 2 : sans utilisation

Tableau 6b : Effet de l'utilisation de l'eau pendant le jour sur les variations des SPD dans deux résidences du réseau 1 (prélèvements faits en décembre 2007)

Type d'eau	Résidence 1		Résidence 2	
	THMt (µg/L)	AHA9 (µg/L)	THMt (µg/L)	AHA9 (µg/L)
Réseau matin	24,4	38,3	17,8	27,1
Réseau après-midi	14,9	22,5	17,5	22,0
Premier jet matin	40,3	49,3	65,6	39,8
Premier jet après-midi	53,6	50,4	17,5	24,7
Eau chaude matin	70,2	44,5	60,0	46,0
Eau chaude après-midi	64,3	49,7	57,4	49,6

Résidence 1 : sans utilisation

Résidence 2 : avec utilisation

suite à la stagnation pendant la nuit (niveaux de SPD semblables dans l'eau du premier jet matin et l'eau du premier jet après-midi). Par contre, lorsque l'utilisation de l'eau est considérable pendant le jour, l'eau ne stagne pas dans les conduites. Ceci ne favorise pas la formation supplémentaire de THM ou d'AHA (niveaux de SPD comparables dans l'eau du réseau matin et dans l'eau du premier jet après-midi) (tableaux 6a-b). Dans le cas du séjour de l'eau dans le chauffe-eau, le volume d'eau et la fréquence d'utilisation de l'eau ne semblent pas avoir d'impact sur les niveaux mesurés de THM et de AHA (tableaux 6a-b) (très peu de différence entre les niveaux de SPD dans l'eau chaude matin et l'eau chaude après-midi). Ceci pourrait être attribué au fait que le réservoir d'eau chaude contient un volume d'eau beaucoup plus important que le volume d'eau que les conduites d'eau froide peuvent contenir. L'impact de l'utilisation de l'eau sur le temps de séjour est probablement plus faible dans le réservoir d'eau chaude.

4. CONCLUSIONS

Suite à cette étude, il est possible de conclure que:

- Les concentrations de THMt augmentent considérablement lorsque l'eau stagne plusieurs heures dans la tuyauterie d'une résidence. Un long séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude a un impact encore plus important sur les concentrations de THMt.
- Les concentrations d'AHA9 dans l'eau ayant stagné plusieurs heures dans les tuyaux résidentiels et dans le réservoir d'eau chaude s'accroissent aussi. Par contre, ces hausses sont beaucoup plus faibles que celles observées pour les THMt.
- L'hiver et l'automne sont les saisons où les THMt et les AHA9 augmentent davantage (autant pour la stagnation dans la tuyauterie que pour le séjour dans le réservoir d'eau chaude).

- La stagnation dans les conduites et le séjour de l'eau dans le réservoir d'eau chaude pendant plusieurs heures affecte les espèces bromées de différentes façons. Lorsqu'il y a une augmentation de la température de l'eau, les concentrations des THM bromés augmentent. Par contre, l'accroissement de la température fait diminuer les quantités de AHA bromés.
- Une utilisation soutenue de l'eau dans la résidence ne favorise pas la stagnation dans les conduites et donc réduit la formation supplémentaire de SPD dans l'eau. Les concentrations de SPD dans le réservoir dépendent peu du patron de consommation d'eau.

À la lumière de tous ces résultats, il est possible d'affirmer que la circulation de l'eau dans la résidence a un impact considérable sur les concentrations de SPD retrouvées dans les eaux du robinet. L'exposition de la population aux SPD semble donc plus importante dans les eaux de robinet à la résidence que dans les eaux du réseau. Par contre, les normes actuelles en matière d'eau potable ne s'appliquent qu'à ces dernières.

Pour diminuer l'exposition aux SPD dans l'eau froide de la résidence, il serait souhaitable de laisser couler l'eau quelques minutes avant de la consommer, en particulier lorsque l'eau a été peu utilisée auparavant. De plus, la population n'est pas exposée aux THM et aux AHA uniquement par ingestion mais aussi par inhalation et par contact cutané. Il serait donc tout aussi important de sensibiliser les gens sur les moyens à prendre pour réduire leur exposition par ces voies. Par exemple, lors de la prise de douche ou de bain, il serait souhaitable de bien ventiler la pièce pour diminuer les concentrations de SPD volatils dans l'air. Pour les AHA, des composés très peu volatils, il a été démontré que l'exposition par voie dermique ou par inhalation est négligeable. Le comportement de ces acides

pourrait toutefois s'avérer un indicateur du comportement qu'auraient d'autres produits non-volatils encore peu étudiés dans l'eau potable.

Pour évaluer l'exposition de la population aux THM et aux AHA, les études épidémiologiques se basent de façon générale sur des données provenant de l'eau du réseau de distribution. Afin de mieux représenter l'exposition, les épidémiologistes devraient prendre en compte les hausses importantes de THMt et d'AHA9 lors de stagnation dans la tuyauterie et les augmentations encore plus considérables lors du séjour dans le réservoir d'eau chaude.

Dans le futur, il serait souhaitable de documenter l'évolution temporelle des THM et des AHA pendant la stagnation de l'eau dans la tuyauterie ou pendant le séjour dans le réservoir d'eau chaude. L'effet du type de tuyauterie devrait être également étudié (matériau, diamètre, etc.). Aussi, il serait intéressant de refaire le même type d'étude avec des eaux tempérées d'un bain ou d'une douche (eau chaude que les gens consomment réellement). Étant donné les faibles concentrations de chlore résiduel observées dans l'eau ayant stagné dans la tuyauterie et dans l'eau ayant séjourné dans le chauffe-eau, il serait intéressant d'évaluer la qualité microbiologique dans ces types d'eau. Finalement, le comportement des autres familles de SPD (acétonitriles, chloramines, bromates etc.) et des SPD émergents par exemple, les nitrosamines, devrait être aussi étudiés.

5. RÉFÉRENCES

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed., United States of America.

Baribeau, H., 1995. Évolution des oxydants et des sous-produits d'oxydation dans les réseaux de distribution d'eau potable de Ville de Laval. Thèse de doctorat. École polytechnique de Montréal. Département de génie civil. Montréal. 444 pp.

- Baribeau, H., Krasner, S.W., Chinn, R., Singer, P.C., 2005. Impact of biomass on the stability of HAAs and THMs in a simulated distribution system. *J. Am. Water Works Assoc.* 97 (2), 69-81.
- Batterman, S., Huang, A.T., Wang, S.G., Zhang, L., 2000. Reduction of ingestion exposure to trihalomethanes due to volatilization. *Environ. Sci. Technol.* 34 (20), 4418-4424.
- Boorman, G.A., Dellarco, V., Dunnick, J.K., Chapin, R.E., Hunter, S., Hauchman, F., Gardner, H., Cox, M., Sills, R.C., 1999. Drinking water disinfection by-products: Review and approach to toxicity evaluation. *Environ. Health Perspectives.* 107(Suppl. 1), 207-217.
- Bove, F.J., Fulcomer, M.C., Klotz, J.B., Esmart, J., Dufficy, E.M., Savrin, J.E., 1995. Public drinking-water contamination and birth outcomes. *Am. J. Epidemiol.* 141 (9), 850-862.
- Cammann, K., Hubner, K., 1993. False results in headspace gas-chromatographic analysis of trihalomethanes in swimming pool; water due to elevated headspace temperatures. *J. Chromatogr.* 648 (1), 294-298.
- Cantor, K.P., Lynch, C.F., Hildesheim, M.E., Dosemeci, M., Lubin, J., Alavanja, M., Craun, G., 1998. Drinking water source and chlorination by-products I. Risk of bladder cancer. *Epidemiology.* 9 (1), 21-28.
- Chen, W.J., Weisel, C.P., 1998. Halogenated DBP concentrations in a distribution system. *J. Am. Water Works Assoc.* 90 (4), 151-163.
- Christensen, J.M., Rasmussen, K., Koppen, B., 1988. Automatic headspace gas-chromatographic method for the simultaneous determination of trichloroethylene and metabolites in blood and urine. *J. Chromatogr.* 442, 317-323.
- Gibbons, J., Laha, S., 1999. Water purification systems: a comparative analysis based on the occurrence of disinfection by-products. *Environ. Pollut.* 106 (3), 425-428.
- Gouvernement du Québec, 2008. Règlement sur la qualité de l'eau potable. *Gazette officielle du Québec.*
- Hildesheim, M.E., Cantor, K.P., Lynch, C.F., Dosemeci, M., Lubin, J., Alavanja, M., Craun, G., 1998. Drinking water source and chlorination by-products II. Risk of colon and rectal cancers. *Epidemiology.* 9 (1), 29-35.
- Kim, E., Little, J.C., Chiu, N., 2004. Estimating exposure to chemical contaminants in drinking water. *Environ. Sci. Technol.* 38 (6), 1799-1806.

- King, W.D., Marrett, L.D., 1996. Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). *Cancer Causes Control*. 7 (6), 596-604.
- King, W.D., Dodds, L., Allen, A.C., Armson, B.A., Fell, D., Nimrod, C., 2005. Haloacetic acids in drinking water and risk for stillbirth. *Occup. Environ. Med.* 62,124-127.
- Krasner, S.W., Wright, J.M., 2005. The effect of boiling water on disinfection by-product exposure. *Water Res.* 39 (5), 855-864.
- Lévesque, S., Rodriguez, M.J., Sérodes, J., Beaulieu, C., Proulx, F., 2006. Effects of indoor drinking water handling on trihalomethanes and haloacetic acids. *Water Res.* 40 (15), 2921-2930.
- Li, B., Qu, J., Liu, H., Hu, C., 2007. Effects of copper(II) and copper oxides on THMs formation in copper pipe. *Chemosphere*. 68 (11), 2153-2160.
- Lu, W., Kiéné, L., Lévi, Y., 1999. Chlorine demand of biofilm in water distribution systems. *Water Res.* 33 (3), 827-835.
- McRae, B.M., LaPara, T.M., Hozalski, R.M., 2004. Biodegradation of haloacetic acids by bacterial enrichment cultures. *Chemosphere*. 55 (6), 915-925.
- Mills, C.J., Bull, R.J., Cantor, K.P., Reif, J., Hrudey, S.E., Huston, P. et un groupe d'experts, 1998. Risques pour la santé liés à la consommation de sous-produits de la chloration de l'eau potable : rapport d'un groupe d'experts. *Maladies chroniques au Canada*. 19 (3) http://www.phac-aspc.gc.ca/publicat/cdic-mcc/19-3/b_f.html (page web consultée en septembre 2008).
- Nieuwenhuijsen, M.J., Toledano, M.B., Eaton, N.E., Fawell, J., Elliott, P., 2000. Chlorination disinfection by-products in water and their association with adverse reproductive outcomes: a review. *Occup. Environ. Med.* 57 (2), 73-85.
- Porter, C.K., Putnam, S.D., Hunting, K.L., Riddle, M.R., 2005. The effect of trihalomethane and haloacetic acid exposure on fetal growth in a Maryland County. *Am. J. Epidemiol.* 162 (4), 334-344.
- Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., 2001. Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Res.* 35 (6), 1572-1586.
- Rodriguez, M.J., Vinette, Y., Sérodes, J.B., Bouchard, C., 2003. Trihalomethanes in drinking water of greater Quebec region (Canada): Occurrence, variations and modelling. *Environ. Monit. Assess.* 89, 69-93.
- Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., Levallois, P., 2004. Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. *Water Res.* 38 (20), 4367-4382.

Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., Levallois, P., Proulx, F., 2007. Chlorinated disinfection by-products in drinking water according to source, treatment, season, and distribution location. *J. Environ. Eng. Sci.* 6 (4), 355-365.

Rook, J.J., 1974. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatm. Exam.* 23, 234-243.

Santé Canada, 2008. Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada Tableau sommaire. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/intro-fra.php (page web consultée en octobre 2008).

Singer, P.C., 1994. Control of disinfection by-products in drinking-water. *J. Environ. Eng.* 120 (4), 727-744.

Singer, P.C., Weinberg, H.S., Krasner, S., Arora, H., Najm, I., 2002. Relative dominance of HAAs and THMs in treated drinking water. American Water Works Association Research Foundation, Denver. Co., 298 pp.

Symanski, E., Savitz, D.A., Singer, P.C., 2004. Assessing spatial fluctuations, temporal variability, and measurement error in estimated levels of disinfection byproducts in tap water: implications for exposure assessment. *Occup. Environ. Med.* 61, 65-72.

Tardat-Henry, M., 1992. *Chimie des eaux*, 2^{ème} éd. Le Griffon d'Argile, Québec. 537pp.

USEPA, 1995a. Method 552.2. Determination of haloacetic acids in drinking water by liquid liquid extraction and gas chromatography with electroncapture detection. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, USEPA, Cincinnati. Ohio.

USEPA, 1995b. Method 524.2 Measurement of purgeable organic compounds in water by capillary column gas chromatography/mass spectrometry, Revision 4.1. National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, 47 pp.

USEPA, 2006. National Primary Drinking Water Regulations: Stage 2 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule. *Fed. Reg.* 71 (2), 388-493.

Weinberg, H.S., Pereira, V.R.P.J., Singer, P.C., Savitz, D.A., 2006. Considerations for improving the accuracy of exposure to disinfection by-products by ingestion in epidemiologic studies. *Sci. Total Environ.* 354 (1), 35-42.

Weisel, C.P., Chen, W.J., 1994. Exposure to chlorination by-products from hot-water uses. *Risk Anal.* 14 (1), 101-106.

World Health Organization, 2006. *Guidelines for drinking-water quality: incorporating first addendum*. WHO Press. 3rd ed. Vol. 1, Geneva. 515 pp.

Wu, W.W., Benjamin, M.M., Korshin, G.V., 2001. Effects of thermal treatment on halogenated disinfection by-products in drinking water. *Water Res.* 35 (15), 3545-3550.

Xu, X., Mariano, T.M., Laskin, J.D., and Weisel, C.P., 2002. Percutaneous absorption of trihalomethanes, haloacetic acids and haloketones. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 184, 19–26.

Zhang, X.R., Minear, R.A., 2002. Decomposition of trihaloacetic acids and formation of the corresponding trihalomethanes in drinking water. *Water Res.* 36 (14), 3665-3673.