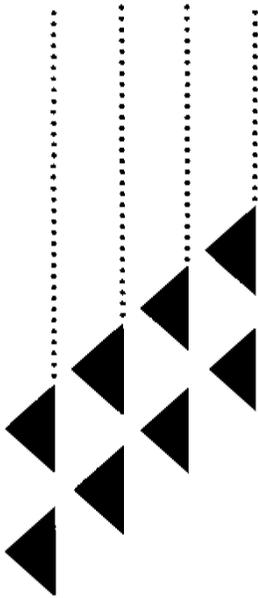




Santé  
Canada Health  
Canada

# Étude d'un an sur les sous-produits de désinfection halogénés dans le réseau de distribution d'usines de traitement utilisant trois différents procédés de désinfection



# Étude d'un an sur les sous-produits de désinfection halogénés dans le réseau de distribution d'usines de traitement utilisant trois différents procédés de désinfection

Direction de l'hygiène du milieu  
Direction générale de la protection de la santé

Publication autorisée par  
le ministre de la Santé  
1996

Notre mission est d'aider les Canadiens et les Canadiennes  
à maintenir et à améliorer leur état de santé.  
*Santé Canada*

Also available in English under the title:  
*A One-Year Survey of Halogenated Disinfection By-Products  
in the Distribution System of Treatment Plants Using Three  
Different Disinfection Processes*

Pour obtenir un exemplaire du présent rapport, s'adresser à:  
Direction des communications et de la consultation  
Publications, Santé Canada  
Ottawa, Ontario  
K1A 0K9

On peut obtenir, sur demande, la présente publication (**sur  
disquette, en gros caractères, sur bande sonore ou en  
braille**).

© Ministre, Travaux publics et Services gouvernementaux  
Canada, 1996  
Cat. H46-2/96-206F  
ISBN 0-662-81619-6

96-DHM-206



## Résumé

Cette étude a examiné les concentrations de sous-produits de désinfection (SPD) dans l'eau potable en fonction du type de traitement utilisé, de la saison et de l'emplacement dans le réseau de distribution pour chacune des trois usines de traitement d'eau, utilisant différents procédés de traitement (chlore-chloramine, chlore-chlore, ozone-chlore). On a mesuré, sur une base mensuelle et sur une période de 13 mois, les concentrations de SPD dans les échantillons d'eaux brute et traitée prélevés à quatre points du réseau de distribution pour chacune des usines de traitement. Les principaux SPD observés ont été le chloroforme (TCM), l'acide dichloroacétique (ADCA) et l'acide trichloroacétique (ATCA). Les concentrations des autres SPD (hydrate de chloral, haloacétonitriles, halopropanones, chloropicrine) ont généralement été plus faibles d'un ordre de grandeur. Le tableau général qui s'en est dégagé a été qu'aucun des divers échantillonnages ne fournissait une image complète du comportement des SPD dans le réseau de distribution. On a observé que les concentrations de SPD variaient en fonction du type de traitement d'eau utilisé (et de ses variations), et de l'âge et de la température de l'eau. Les concentrations de SPD ont généralement été supérieures en été qu'en hiver pour tous les procédés de traitement. Avec le traitement chlore-chloramine, les concentrations de SPD n'ont pas généralement augmenté de façon significative avec la distance (temps) dans le réseau de distribution. Avec le traitement chlore-chlore, les concentrations de THM ont augmenté avec la distance (temps) dans le réseau de distribution et on a trouvé les valeurs maximales au point d'échantillonnage le plus éloigné de l'usine de traitement. Le comportement des autres SPD s'est avéré plus complexe. Leurs concentrations ont montré une augmentation dans la première partie du réseau de distribution mais, selon la saison et l'âge de l'eau, les concentrations de SPD ont pu soit augmenter, soit diminuer à de plus grandes distances (temps) dans le réseau de distribution. Ce qui est particulièrement important d'un point de vue de réglementation, c'est qu'on n'a pas pu déterminer un site ou une époque de l'année pour fournir des valeurs maximales simultanées pour les trois principaux SPD (TCM, ADCA et ATCA). L'élaboration d'une solide stratégie d'échantillonnage pour évaluer l'exposition des consommateurs aux SPD va nécessiter des études plus complètes fournissant une plus grande compréhension du comportement des SPD dans les réseaux de distribution.

## Remerciements

Ce rapport a été préparé par Guy L. LeBel, Frank M. Benoit et David T. Williams. Des remerciements sont adressés au personnel des usines de traitement pour leur coopération lors de l'échantillonnage, de même qu'à R. O'Grady et S. Shah pour leur aide technique.

# Table des matières

<b>Introduction</b>	5	<b>Liste des figures</b>	
<b>Échantillonnage et procédures analytiques</b>	7	1. Variation mensuelle de la température (°C) de l'eau pour les usines de traitement	17
<b>Résultats et discussion</b>	9	2. Variations mensuelle et saisonnière du chloroforme	18
<b>Conclusions</b>	15	3. Variations mensuelle et saisonnière du bromodichlorométhane	19
<b>Références</b>	29	4. Variations mensuelle et saisonnière de l'acide dichloroacétique	20
<b>Annexe 1 – Recommandations sur l'eau potable</b>	31	5. Variations mensuelle et saisonnière de l'acide trichloroacétique	21
<b>Annexe 2 – Protocole d'échantillonnage et méthodologie analytique</b>	33	6. Variations mensuelle et saisonnière de l'hydrate de chloral	22
<b>Annexe 3 – Fiches d'information sur les sites d'échantillonnage</b>	36	7. Variations mensuelle et saisonnière du dichloroacétonitrile	23
		8. Variations mensuelle et saisonnière de la 1,1-dichloro-2-propanone	24
		9. Variations mensuelle et saisonnière de la 1,1,1-trichloro-2-propanone	25
		10. Variations mensuelle et saisonnière de la chloropicrine	26
		11. Variations des concentrations des principaux SPD pour les mois froids et chauds	27
		<b>Liste des tableaux</b>	
		1. SPD analysés lors de l'étude mensuelle de 1994	8
		2. Information générale sur les trois installations de traitement d'eau	9
		3. Qualité générale de l'eau et autres paramètres subsidiaires des eaux brute et traitée (usine) pour les trois installations	10
		4. Valeurs moyennes annuelles de SPD (µg/L) : traitement chlore-chloramine d'Ottawa	11
		5. Valeurs moyennes annuelles de SPD (µg/L) : traitement chlore-chlore de Hull	12
		6. Valeurs moyennes annuelles de SPD (µg/L) : traitement ozone-chlore de Buckingham	12
		7. Valeurs moyennes annuelles (µg/L) basées sur les échantillons trimestriels	14

# Introduction

La désinfection de l'eau destinée à la consommation s'est révélée d'une grande efficacité quant à la destruction ou à l'inactivation des micro-organismes pathogènes pour l'homme, particulièrement ceux qui sont à l'origine de la fièvre typhoïde et du choléra (Ellis, 1991). Toutefois, l'absence de désinfection adéquate peut tout de même entraîner des épidémies de choléra (Glass *et al.*, 1992). Par conséquent, il est reconnu au Canada que la désinfection de toutes les eaux de surface utilisées à des fins de consommation humaine est cruciale et que le risque lié aux micro-organismes pathogènes excède de loin celui des sous-produits de désinfection (SPD), composés chimiques formés durant le traitement de l'eau potable. Le défi consiste donc à minimiser les risques potentiels liés aux SPD, sans toutefois compromettre l'efficacité de la désinfection.

Le chlore est efficace en temps que désinfectant primaire aussi bien que résiduel et est relativement simple à utiliser. Toutefois, le chlore réagit aussi avec la matière organique biogène, tels les acides humiques et fulviques, présents dans toute eau de surface naturelle. Les contaminants organiques chlorés qui en résultent ont largement été signalés dans les réseaux de distribution d'eau potable; toutefois, étant donné l'extrême complexité chimique en jeu, il n'est pas possible de prévoir les concentrations des divers SPD qui vont se former dans un échantillon d'eau donné. Suite aux rapports de Rook (1974) et Bellar *et al.* (1974), les préoccupations initiales se sont portées sur les effets sur la santé et sur les niveaux de trihalométhanes (THM) dans l'eau potable. Des études plus récentes ont aussi englobé les acides haloacétiques (AHA), les haloacétonitriles (HAN), la chloropicrine (CPK), l'hydrate de chloral (HC), et autres SPD. L'Organisation mondiale de la santé a publié pour l'eau potable des recommandations (OMS, 1993) pour le chloroforme (TCM, 0,2 mg/L), le bromodichlorométhane (BDCM, 0,06 mg/L), le dibromochlorométhane (DBCM, 0,1 mg/L) et le bromoforme (TBM, 0,1 mg/L), ainsi que des valeurs recommandées à titre provisoire pour l'acide dichloroacétique (ADCA, 0,05 mg/L), l'acide trichloroacétique (ATCA, 0,1 mg/L), l'hydrate de chloral (HC, 0,01 mg/L), le dichloroacétonitrile (DCAN, 0,09 mg/L), le dibromoacétonitrile (DBAN, 0,1 mg/L) et le trichloroacétonitrile (TCAN, 0,001 mg/L). En plus des recommandations pour chacun des

THM, l'Organisation mondiale de la santé propose (OMS, 1993) qu'une recommandation pour les THM totaux (THMT) soit déduite de la somme des rapports (rapport ne devant pas être supérieur à 1) de la valeur mesurée sur la valeur recommandée pour chacun des THM. Il faut souligner que les recommandations de l'OMS ne sont pas reconnues officiellement au Canada, et qu'elles ne prennent pas en considération le "réalisable", qui est l'un des caractères des recommandations canadiennes. Actuellement, le niveau maximal de contaminants fixé par l'USA-EPA pour les THMT est de 0,1 mg/L; toutefois, une réglementation sur les sous-produits de désinfection (*Disinfectants-Disinfection By-products Rule*), qui devrait être promulguée par l'USA-EPA en 1996 (USA-EPA 1991, AWWA 1994, Pontius 1995), va fixer de nouveaux taux de contaminants maximaux pour les THMT (0,08 mg/L) et pour un ensemble de cinq acides haloacétiques (AHA5, 0,06 mg/L). Une concentration maximale acceptable provisoire (CMAP) pour les THMT (0,1 mg/L) a récemment été fixée dans les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Sous-comité fédéral-provincial, 1996). Il n'existe aucune recommandation canadienne pour les autres sous-produits de désinfection; cependant une recommandation pour les acides haloacétiques est en cours d'élaboration. Des informations sur ces recommandations du Canada et de l'OMS sont récapitulées dans l'annexe 1.

Il a été signalé que la formation des SPD est fonction de la concentration de précurseurs, de la dose de chlore, du pH de la chloration, de la température, du temps de contact et de la concentration de l'ion bromure. Stevens *et al.* (1989) ont étudié la formation et le contrôle des SPD et ont montré que la variable chimique la plus importante dans la formation des SPD lors de la chloration était le pH, que la formation des THM augmentait à pH élevé et diminuait à pH faible, que la formation d'ATCA était minimale à pH élevé et maximale à pH faible, tandis que la formation de l'ADCA était essentiellement indépendante du pH de la réaction. Certaines mesures destinées à faire diminuer la production de THM pourraient donc favoriser la formation d'autres SPD. La présence des THM, HAN, AHA, CPK et autres SPD dans l'eau potable a été signalée dans trente-cinq installations de traitement de l'eau aux États-Unis (Krasner *et al.*, 1989) et dans trente-cinq installations de traitement de l'eau dans l'Utah (Nieminski *et al.*, 1993). L'étude nationale sur

l'eau potable au Canada menée en 1976 a été centrée sur les THM (Williams et Otson, 1978; Williams *et al.*, 1980). Lors d'une étude menée en 1993 sur les SPD dans l'eau potable de 53 installations de traitement canadiennes, les principaux SPD détectés ont été les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA) et on les a trouvés dans tous les approvisionnements d'eau potable examinés (Williams *et al.*, 1995a). Les HAN, les halopropanones (HP), le HC et la CPK ont souvent été détectés dans les échantillons d'eau traitée, mais à des concentrations plus faibles. On a observé que les niveaux de SPD variaient selon la saison (été et hiver), les types de traitement d'eau utilisés (chloration, chloramination et ozonation), et la distance entre le point d'échantillonnage et la usine de traitement.

De nombreuses études liées aux THM dans l'eau potable ont été effectuées et bon nombre d'entre elles ont examiné les variations temporelle et spatiale dans les concentrations de THM. Les conclusions générales de ces études ont été que les niveaux de THM tendaient à être supérieurs en été qu'en hiver et qu'ils augmentaient dans le réseau de distribution (Arguello *et al.*, 1979; Brett et Calverley, 1979; Smith *et al.*, 1980; Otson *et al.*, 1981; Singer *et al.*, 1979). Des études plus récentes (Krasner *et al.*, 1989; Nieminski *et al.*, 1993; Singer *et al.*, 1995) ont étendu leurs investigations à d'autres SPD et ont montré que les niveaux de ADCA et de ATCA étaient de la même grandeur que les THM. On a observé que les AHA présentent des variations spatiale et temporelle différentes des THM. L'objectif de la présente étude était d'examiner plus en détail l'effet du traitement de l'eau, de la saison et du lieu d'échantillonnage sur les niveaux d'une gamme de SPD. On a déterminé, sur une base mensuelle et durant une période de 13 mois, les concentrations de SPD dans les échantillons d'eau prélevés à cinq emplacements pour chacune des trois usines de traitement d'eau utilisant un procédé de traitement différent. Des résultats intermédiaires ont déjà été rapportés (Benoit *et al.*, 1995; LeBel *et al.*, 1995a). Les résultats définitifs de cette étude sont présentés dans ce rapport.

# Échantillonnage et procédures analytiques

Chaque mois, de décembre 1993 à décembre 1994, lors d'une même journée pour chaque usine, des échantillons d'eau multiples ont été prélevés dans trois usines de traitement d'eau (Ottawa, Hull et Buckingham). Les échantillons obtenus ont été l'eau brute (B), l'eau à l'usine de traitement (T; après désinfection finale mais avant distribution) et l'eau traitée provenant de robinets ayant bien coulé auparavant à trois emplacements situés le long de la conduite principale du réseau de distribution, représentant des lieux d'échantillonnage à proximité de l'usine (D1; environ 3 km), à mi-réseau (D2; environ 10 km) et à la fin de la conduite (D3; environ 18 km). On a également prélevé des échantillons (B, T et D3) en vue de l'analyse du carbone organique total (COT), des halogénures organiques totaux (TOX) et du pH. Des échantillons d'eau ont été prélevés une fois en décembre 1994 en vue de la détermination de l'ion bromure, de l'azote Kjeldahl, de la couleur, de la turbidité, de la dureté et de l'alcalinité.

Les méthodes analytiques utilisées pour l'analyse des SPD, que nous avons précédemment rapportées (Williams *et al.*, 1995a; Benoit *et al.*, 1995; LeBel *et al.*, 1995b), sont détaillées à l'annexe 2 et brièvement décrites ci-dessous. Les échantillons d'eau destinés à l'analyse des AHA ont été prélevés dans des flacons ambrés contenant du thiosulfate de sodium; ceux destinés à l'analyse des autres SPD ont été prélevés dans des bouteilles ambrées contenant du chlorure d'ammonium et, afin de garantir la stabilité des SPD, leur pH a été ajusté à 4,5 au moment du prélèvement. Les bouteilles d'échantillons ont été scellées avec des capsules garnies de téflon, transportées au laboratoire dans une glacière et entreposées dans une chambre froide jusqu'au moment de l'analyse (généralement 1-2 jours). Les échantillons d'eau qui avaient été ajustés à un pH de 4,5 sur le site ont été extraits avec de l'éther méthyltertiobutyle (MTBE), contenant du dibromométhane et du 1,2-dibromopropane comme étalons internes, et analysés pour les THM, les HAN, les HP, le HC et la CPK à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse Varian Vista 6000 équipé d'un détecteur à capture d'électrons (CG-DCE), un injecteur en tête de colonne et d'une colonne capillaire J&W DB-5. Le pH des échantillons d'eau destinés à l'analyse des AHA a été ajusté au laboratoire, les échantillons ont été extraits avec de l'éther éthylique et les AHA convertis en leurs esters méthyliques, qui

ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (détection d'ions sélectionnés) Finnigan MAT 90 GC-MS équipée d'une colonne capillaire DB-1701. L'analyse de l'ion bromure a été réalisée par chromatographie ionique, celle du COT a été effectuée à l'aide d'un appareil d'analyse des composés organiques totaux SKALAR SK12 et celle des TOX à l'aide de l'appareil d'analyse Mitsubishi TOX-10.

À des fins de contrôle de qualité, tous les échantillons ont été prélevés au moins en double, des échantillons de contrôle ont été inclus dans tous les groupes de composés à analyser et des échantillons fortifiés supplémentaires ont été analysés à intervalles réguliers. L'identification des SPD analysés par CG-DCE a été confirmée par CG-SM ou par CG-DCE en utilisant une deuxième colonne (DB-17). Les SPD analysés lors de cette étude sont listés dans le tableau 1 avec leur limite minimale quantifiable. L'acide tribromoacétique n'a pas été analysé en raison de son instabilité dans l'eau et les AHA contenant à la fois du chlore et du brome n'ont pas été analysés en raison d'un manque d'étalons de référence.

**Tableau 1. SPD analysés lors de l'étude mensuelle de 1994**

Composé	LMQ*
Chloroforme (CHCl <sub>3</sub> ) [TCM]	0,2 µg/L
Bromodichlorométhane (CHBrCl <sub>2</sub> ) [BDCM]	0,1 µg/L
Chlorodibromométhane (CHBr <sub>2</sub> Cl) [CDBM]	0,1 µg/L
Bromoforme (CHBr <sub>3</sub> ) [TBM]	0,1 µg/L
Acide monochloroacétique (CH <sub>2</sub> ClCOOH) [AMCA]	0,01 µg/L
Acide dichloroacétique (CHCl <sub>2</sub> COOH) [ADCA]	0,01 µg/L
Acide trichloroacétique (CCl <sub>3</sub> COOH) [ATCA]	0,01 µg/L
Acide monobromoacétique (CH <sub>2</sub> BrCOOH) [AMBA]	0,01 µg/L
Acide dibromoacétique (CHBr <sub>2</sub> COOH) [ADBA]	0,01 µg/L
Dichloroacétonitrile (CHCl <sub>2</sub> CN) [DCAN]	0,1 µg/L
Trichloroacétonitrile (CCl <sub>3</sub> CN) [TCAN]	0,1 µg/L
Bromochloroacétonitrile (CHBrClCN) [BCAN]	0,1 µg/L
Dibromoacétonitrile (CHBr <sub>2</sub> CN) [DBAN]	0,1 µg/L
1,1-Dichloro-2-propanone (CHCl <sub>2</sub> COCH <sub>3</sub> ) [DCP]	0,1 µg/L
1,1,1-Trichloro-2-propanone (CCl <sub>3</sub> COCH <sub>3</sub> ) [TCP]	0,1 µg/L
Hydrate de chloral (CCl <sub>3</sub> CH(OH) <sub>2</sub> ) [HC]	0,1 µg/L
Chloropicrine (CCl <sub>3</sub> NO <sub>2</sub> ) [CPK]	0,1 µg/L
Ion bromure	0,002 mg/L
Carbone organique total [COT]	0,1 mg/L
Halogénures organiques totaux [TOX]	5,0 µg/L

\*LMQ = limite minimale quantifiable

## Résultats et discussion

Nous avons sélectionné pour cette étude trois installations de traitement d'eau potable recourant à l'un des trois principaux procédés de traitement (chlore-chloramine, chlore-chlore, ozone-chlore) utilisés au Canada. Le tableau 2 présente l'information générale et le type de procédés de traitement utilisé dans chaque installation : Ottawa – préchloration, floculation, décantation, filtration multi média, correction du pH (chaux), fluoration et chloramination; Hull – tamisage mécanique, floculation, décantation, chloration, filtration sur sable, correction du pH (chaux), postchloration; Buckingham – tamisage mécanique, floculation, décantation, chloration (durant les mois d'été), filtration sur sable, ozonation, correction du pH (chaux) et postchloration. Les trois usines desservent des populations de différentes tailles et, de ce fait, ont des productions différentes.

**Tableau 2. Information générale sur les trois installations de traitement d'eau**

	Ottawa	Hull	Buckingham
Type de traitement	Chlore-Chloramine	Chlore-Chlore	Ozone-Chlore*
Source d'eau	Rivière des Outaouais	Rivière des Outaouais	Rivière du Lièvre
Production	env. 160 ML/jour	env. 84 ML/jour	env. 19 ML/jour
Population desservie	300 000 +	100 000 +	15 000 +

\* Chlore-Ozone-Chlore l'été.

Le tableau 3 présente la qualité générale de l'eau et les paramètres subsidiaires pour les échantillons d'eaux brute et traitée prélevés à l'usine pour chacune des installations. Le COT, le pH et les TOX (eau traitée uniquement) ont été déterminés sur une base mensuelle. Les trois usines sont situées à moins de 35 km les unes des autres et tirent leur eau brute de rivières. Les usines d'Ottawa et de Hull qui tirent leur eau de la même source (Rivière des Outaouais) ont présenté des

valeurs de pH et de COT de l'eau brute très similaires. L'usine de Buckingham qui tire son eau d'une autre rivière (Rivière du Lièvre) a présenté des valeurs de pH et de COT de l'eau brute légèrement différentes. Toutefois, ces différences étaient mineures et, pour une première approximation, on pourrait conclure que la qualité de l'eau brute était similaire dans les trois usines. Les concentrations d'ion bromure étaient faibles dans les trois usines ( $\leq 0,005$  mg/L) et, par conséquent, on ne s'attendait pas à trouver des SPD bromés à des niveaux significatifs. Les valeurs de TOX de l'eau traitée d'Ottawa et de Hull étaient également similaires; celles de Buckingham étaient légèrement plus faibles.

La figure 1 présente les températures de l'eau brute pour les trois usines de décembre 1993 à décembre 1994. Les usines d'Ottawa et de Hull, situées à environ 6 km l'une de l'autre sur la même rivière, présentent à peu près le même profil de température de l'eau brute. L'usine de Buckingham présente un profil de température de l'eau brute très similaire à celui des deux autres usines.

Les SPD étaient soit non détectables, soit rencontrés à des niveaux extrêmement faibles dans les échantillons d'eau brute pour chacune des usines. La moyenne annuelle pour chaque point d'échantillonnage (T, D1, D2, D3), la moyenne globale (Tot) et les valeurs minimales (Min) et maximales (Max) pour les composés à analyser, qui ont été sélectionnées en fonction de l'occurrence connue de SPD halogénés dans l'eau potable désinfectée au chlore, sont présentées dans les tableaux 4, 5 et 6. Les résultats mensuels détaillés pour chacune des usines de traitement, et pour tous les paramètres analysés, sont présentés dans l'annexe 3. Dans toutes les usines, les espèces chlorées ont été plus abondantes que les espèces bromées qui, dans de nombreux cas, ont été en-dessous de la limite de détection de la méthode analytique. Après désinfection, les espèces dominantes trouvées pour chaque procédé de traitement ont été le TCM, le ADCA et le ATCA. On a trouvé de faibles niveaux de HC pour Ottawa et Hull, mais on a trouvé des niveaux de HC bien plus élevés dans les échantillons d'eau de Buckingham qui utilisait le traitement ozone-chlore. Les concentrations des autres composés à analyser ont généralement été inférieures d'un ordre de grandeur par rapport aux niveaux de TCM, de

ADCA et de ATCA. Les données mensuelles fournissent un meilleur aperçu des variations à court terme; cependant, les moyennes saisonnières (trimestrielles) montrent les variations importantes de la concentration en composés à analyser et fournissent un aperçu plus simple et plus clair des résultats. Ceci est illustré sur les figures 2e et 2f où les données pour le TCM à Buckingham sont présentées sous format mensuel et sous forme de moyennes saisonnières (janvier-mars, avril-juin, juillet-septembre, octobre-décembre) des données mensuelles. La tendance des niveaux de TCM à être plus faibles durant les mois où l'eau était froide et plus élevés durant les mois où l'eau était chaude a été évidente aussi bien avec les formats mensuels qu'avec les formats saisonniers. De plus, la tendance des niveaux de TCM à augmenter avec l'éloignement de l'usine de traitement a également été évidente avec les deux formats mais était plus facile à visualiser avec le format saisonnier. Toutefois, la légère augmentation de TCM en février, évidente avec le format mensuel (figure 2e) n'apparaît pas avec le format saisonnier (figure 2f). L'augmentation des niveaux de SPD en février a été attribuée à la substitution du chlore à l'ozone en raison d'une défaillance de l'ozoneur (communication personnelle). Les données sont présentées dans les deux formats dans les figures 2 à 10 de manière à fournir le maximum d'informations.

**THM.** Le TCM a été le principal THM détecté; il a représenté >90 p. 100 de la concentration de THMT dans chacun des trois systèmes (tableaux 4, 5 et 6). La figure 2 illustre les variations saisonnière et mensuelle de TCM pour les trois procédés de traitement, qui présentent tous un même schéma de baisse des concentrations de TCM durant les mois où l'eau est froide (températures de l'eau brute <5°C de décembre à avril) et une augmentation des concentrations de TCM durant les mois où l'eau est chaude (températures de l'eau brute 15-23°C de juin à septembre). Pour le traitement chlore-chloramine (Ottawa; tableau 4 et figures 2a et 2b), les concentrations de TCM ont été relativement constantes dans le réseau de

distribution et n'ont augmenté que légèrement à la sortie de l'usine de traitement. Pour le traitement chlore-chlore (Hull; tableau 5 et figures 2c et 2d), le type de traitement le plus commun lors de l'étude nationale de 1993 sur les SPD (Williams *et al.*, 1995a), la variation spatiale a été considérablement plus prononcée. Les concentrations de TCM ont augmenté de manière importante dans le réseau de distribution, les niveaux maximaux étant observés au lieu d'échantillonnage situé à la fin du réseau (D3), et atteignant 2 à 3 fois ceux obtenus à l'usine de traitement (T). Pour le traitement ozone-chlore (Buckingham; tableau 6 et figures 2e et 2f), les niveaux de TCM durant les mois où l'eau était froide ont généralement été plus faibles que ceux observés pour les deux autres usines de traitement. Cependant, à Buckingham, le procédé de traitement (ozone-chlore) a été modifié par l'introduction d'une étape de préchloration durant les mois plus chauds (17 juin au 20 octobre), destinée à contrôler la croissance d'algues (communication personnelle). Les niveaux de TCM durant cette période ont été similaires à ceux observés avec le traitement chlore-chlore. La variation spatiale est plus prononcée, les niveaux de TCM maximaux apparaissant au lieu situé à la fin de la conduite (D3), et atteignant 2 à 10 fois ceux obtenus à l'usine de traitement (T).

Les variations temporelles et spatiales du bromodichlorométhane sont présentées à la figure 3. Ces variations sont similaires à celles du TCM mais ni les variations spatiales, ni les variations temporelles ne sont prononcées. Les niveaux de chlorodibromométhane et de bromoforme ont été trop faibles pour qu'on évalue leurs variations temporelles et spatiales.

**AHA.** L'acide monochloroacétique (AMCA), le ADCA et le ATCA ont été trouvés dans tous les échantillons d'eau traitée analysés lors de la présente étude; cependant, les niveaux de AMCA observés ont toujours été plus faibles (1 à 3 µg/L). L'acide monobromoacétique et l'acide dibromoacétique n'ont été détectés dans aucun des échantillons d'eau de cette étude. Pour le traitement chlore-chlore (Hull; tableau 5 et figures 4c

**Tableau 3. Qualité générale de l'eau et autres paramètres subsidiaires des eaux brute et traitée (usine) pour les trois installations**

Paramètres	n <sup>a</sup>	Ottawa		Hull		Buckingham		
		brute	traitée	brute	traitée	brute	traitée	
pH	12	moyenne gamme	7,3 7,1-7,5	7,9 6,8-9,2	7,3 7,1-7,6	8,1 7,1-9,4	7,2 6,8-7,6	7,8 7,2-8,5
COT (mg/L)	12	moyenne gamme	5,9 5,6-6,4	2,7 2,2-3,2	5,9 5,1-6,4	2,9 2,4-3,6	4,1 3,4-5,8	2,3 1,8-3,0
TOX (µg/L)	12	moyenne gamme		101 33-228		102 76-166		76 13-210
Ion bromure (mg/L)	1		0,005	<0,002	0,005	<0,002	<0,002	0,002
Azote Kjeldahl (mg/L)	1		<0,1	0,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Couleur (TCU)	1		29,1	2,1	29,0	2,1	27,4	1,7
Turbidité (NTU)	1		3,0	0,3	3,8	0,8	3,4	0,3
Dureté (CaCO <sub>3</sub> ; mg/L)	1		29	44	27	41	20	31
Alcalinité (CaCO <sub>3</sub> ; mg/L)	1		20	20	20	20	12	12
Chlore résiduel <sup>b</sup> (mg/L)	12	gamme		0,8-1,1		0,8-1,2		0,6-1,6

<sup>a</sup> échantillons analysés, <sup>b</sup> chlore résiduel total tel que mesuré par le personnel de l'usine

et 4d), les niveaux de ADCA ont été similaires à ceux obtenus avec le traitement chlore-chloramine (Ottawa; tableau 4 et figures 4a et 4b). Cependant, les niveaux de ADCA observés au point d'échantillonnage le plus éloigné (D3) dans le réseau de distribution, pour le traitement chlore-chlore, ont été bien plus faibles que ceux observés aux points d'échantillonnage (D1, D2) les plus proches de l'usine de traitement. Des observations similaires ont été rapportées par d'autres chercheurs qui ont attribué cet effet à une assimilation par les microorganismes, mais la question de savoir si le mécanisme de dégradation était de nature biologique ou chimique n'a pas été résolue de manière définitive (Williams *et al.*, 1994b, 1995b). Néanmoins, l'eau plus âgée de D3 (l'âge étant déterminé par rapport au moment de la désinfection à l'usine de traitement) a présenté des valeurs de ADCA plus faibles, ce qui était l'inverse de ce que l'on avait trouvé pour le TCM, pour lequel l'eau plus âgée de D3 contenait les niveaux maximaux de TCM. Pour le traitement chlore-chloramine (Ottawa; tableau 4 et figures 4a et 4b) les niveaux de ADCA sont restés relativement constants dans le réseau de distribution toute l'année, excepté durant l'été au site D2. Les faibles niveaux de ADCA observés à D2 pour Ottawa peuvent également être attribués à des échantillons d'eau plus âgée – le point d'échantillonnage de ce site était situé sur une conduite reliant la conduite principale à un réservoir du réseau de distribution. L'âge de l'eau à ce point d'échantillonnage à un moment donné du jour ou de l'année dépend du sens d'écoulement de l'eau dans la conduite. L'eau prélevée serait plus âgée lorsqu'elle provient du réservoir que lorsqu'elle circule en direction du réservoir. Pour le traitement ozone-chlore (Buckingham; tableau 6 et figures 4e et 4f) les niveaux de ADCA ont généralement été plus faibles tout au long de l'année par rapport aux deux autres usines, excepté à l'emplacement T pour lequel les niveaux de ADCA ont été considérablement supérieurs durant l'été. La raison de la valeur élevée

de ADCA en été a été l'application supplémentaire de chlore, dont nous avons parlé ci-dessus. Il est important de noter que le ADCA a été à son maximum à ou près de l'usine de traitement dans les moments qui ont suivi l'application supplémentaire de chlore. La distribution spatiale du ADCA en automne à Buckingham ressemble beaucoup à la distribution spatiale en automne à Hull, qui utilise le traitement chlore-chlore.

La figure 5 illustre la variation saisonnière du ATCA pour les trois systèmes de traitement. Pour le traitement chlore-chloramine (Ottawa; tableau 4 et figures 5a et 5b) les niveaux de ATCA ont présenté peu de variations dans le réseau de distribution et bien qu'il y ait eu une variation d'un mois à l'autre (figure 5a) les niveaux de ATCA saisonniers moyens ont été relativement uniformes toute l'année. Pour le traitement chlore-chlore (Hull; tableau 5 et figures 5c et 5d), des variations saisonnières et spatiales ont été observées dans les niveaux de ATCA. À Hull, le ATCA s'est comporté de manière similaire au ADCA et un effet d'eau âgée a été observé. Une importante distinction réside cependant dans le fait que le ATCA a présenté des niveaux maximaux à D2 alors que le ADCA a présenté des niveaux maximaux à D1. Ceci laisserait entendre que la cinétique de dégradation et/ou la vitesse de formation ont été différentes pour ces deux acides. Si la vitesse de dégradation a été supérieure pour le ADCA que pour le ATCA, cela pourrait expliquer l'absence de diminution de ATCA à D2 (Ottawa, figure 5b), qui avait été observée pour le ADCA (Ottawa, figure 4b). Nous pensons que l'eau à D2 était assez âgée pour présenter une diminution des niveaux de ADCA mais pas des niveaux de ATCA. À Buckingham (Buckingham; tableau 6 et figures 5e et 5f), le comportement du ATCA a appuyé cette explication. En été, le ATCA a présenté des niveaux maximaux à D1 et une baisse constante jusqu'à la fin du réseau, alors que le ADCA a présenté des niveaux maximaux à T (figure 4f), c.-à-d. le ADCA a présenté des niveaux maximaux à des emplacements plus

**Tableau 4. Valeurs moyennes annuelles de SPD ( $\mu\text{g/L}$ ) : traitement chlore-chloramine d'Ottawa**

	T	D1	D2	D3	Tot	Min	Max
Chloroforme	29,2	32,4	37,0	35,4	33,5	8,9	65,1
Bromodichlorométhane	2,4	2,4	2,4	2,2	2,4	1,1	3,9
Chlorodibromométhane	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	<0,1	0,8
Bromoforme	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,3
Trihalométhanes totaux	32,0	35,1	39,4	37,7	36,0	10,3	68,6
Acide monochloroacétique	2,1	1,9	1,7	1,8	1,8	0,3	3,9
Acide dichloroacétique	15,7	15,3	14,4	17,3	15,6	1,8	25,2
Acide trichloroacétique	7,9	7,7	8,3	7,7	7,9	2,5	15,1
Acide monobromoacétique	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acide dibromoacétique	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Trichloroacétonitrile	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichloroacétonitrile	1,6	1,7	0,9	0,7	1,2	<0,1	3,0
Bromochloroacétonitrile	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	<0,1	0,5
Dibromoacétonitrile	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,1-Dichloro-2-propanone	1,8	1,8	1,3	1,3	1,6	<0,1	2,8
1,1,1-Trichloro-2-propanone	2,6	2,2	0,7	0,5	1,5	<0,1	4,4
Hydrate de chloral	2,9	2,8	1,4	1,6	2,2	<0,1	6,6
Chloropicrine	0,3	0,4	0,2	0,2	0,3	<0,1	0,5

**Tableau 5. Valeurs moyennes annuelles de SPD ( $\mu\text{g/L}$ ) : traitement chlore-chlore de Hull**

	T	D1	D2	D3	Tot	Min	Max
Chloroforme	21,3	33,3	43,5	55,9	38,5	10,7	92,1
Bromodichlorométhane	3,1	3,9	4,6	5,1	4,2	2,3	6,7
Chlorodibromométhane	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	<0,1	0,5
Bromoforme	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,3
Trihalométhanes totaux	24,8	37,5	48,4	61,4	43,0	13,3	98,0
Acide monochloroacétique	2,0	1,7	1,4	0,8	1,5	0,2	7,8
Acide dichloroacétique	16,2	17,1	13,8	3,7	12,7	2,1	26,2
Acide trichloroacétique	13,0	15,6	17,9	4,3	12,7	1,7	36,8
Acide monobromoacétique	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acide dibromoacétique	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Trichloroacétonitrile	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichloroacétonitrile	2,0	2,7	3,2	0,9	2,2	0,4	5,2
Bromochloroacétonitrile	0,3	0,2	0,2	<0,1	0,2	<0,1	0,5
Dibromoacétonitrile	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,1-Dichloro-2-propanone	0,9	0,7	0,6	0,5	0,7	0,4	1,3
1,1,1-Trichloro-2-propanone	2,5	3,0	3,3	0,7	2,4	<0,1	5,7
Hydrate de chloral	2,5	4,0	5,7	1,5	3,4	0,6	10,5
Chloropicrine	0,3	0,3	0,4	0,1	0,3	<0,1	0,5

**Tableau 6. Valeurs moyennes annuelles de SPD ( $\mu\text{g/L}$ ) : traitement ozone-chlore de Buckingham**

	T	D1	D2	D3	Tot	Min	Max
Chloroforme	19,2	23,3	28,7	47,3	29,6	1,5	100,1
Bromodichlorométhane	1,0	1,2	1,5	2,1	1,5	0,4	3,2
Chlorodibromométhane	0,1	<0,1	0,1	0,1	0,1	<0,1	0,2
Bromoforme	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Trihalométhanes totaux	20,3	24,5	30,2	49,5	31,2	2,0	103,4
Acide monochloroacétique	1,9	1,1	1,2	1,0	1,3	0,2	3,4
Acide dichloroacétique	18,3	8,3	9,3	6,1	10,5	2,6	53,2
Acide trichloroacétique	5,9	8,1	8,3	9,8	8,0	0,2	21,9
Acide monobromoacétique	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acide dibromoacétique	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Trichloroacétonitrile	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2
Dichloroacétonitrile	1,3	1,4	1,8	1,9	1,6	0,4	4,8
Bromochloroacétonitrile	0,2	0,1	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,4
Dibromoacétonitrile	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
1,1-Dichloro-2-propanone	1,3	1,1	1,1	0,7	1,1	0,4	2,2
1,1,1-Trichloro-2-propanone	2,8	3,5	3,8	3,5	3,4	0,6	6,4
Hydrate de chloral	9,5	8,5	8,9	8,7	8,9	1,0	23,4
Chloropicrine	0,7	0,5	0,7	0,8	0,7	0,1	1,5

proches de l'usine que le ATCA, indiquant que sa formation et sa dégradation subséquente étaient plus rapides. En revanche, le comportement du ATCA en hiver, au printemps et en automne a été fortement différent de ce qu'il a été en été. Durant ces trois saisons, le ATCA a présenté des niveaux maximaux à D3 et a beaucoup plus ressemblé au comportement du TCM.

**HC.** Après les THM et les AHA, le HC a été le SPD le plus important avec des niveaux allant de <0,1  $\mu\text{g/L}$  à 23,4  $\mu\text{g/L}$ . La variation saisonnière du HC pour les usines a montré (figure 6) de plus faibles niveaux d'hydrate de chloral durant les mois où l'eau était froide que durant les mois où l'eau était chaude.

Avec le traitement chlore-chloramine (Ottawa, tableau 4 et figures 6a et 6b), les niveaux de HC ont été relativement constants dans tout le réseau de distribution, excepté à l'emplacement D2, pour lequel le niveau observé a été faible durant les mois où l'eau était chaude. Nous attribuons cela à l'effet d'eau âgée dont nous avons parlé ci-dessus. Avec le traitement chlore-chlore (Hull, tableau 5 et figures 6c et 6d), la variation spatiale a été fortement plus prononcée, avec des niveaux augmentant dans le réseau de distribution jusqu'à un maximum à D2 (niveau moyen à D2 à peu près le double du niveau moyen à T). Les niveaux de HC minimaux ont été observés dans les

échantillons prélevés à la fin de la conduite; cette observation constitue un autre signe de l'effet d'eau âgée observé pour les AHA. Avec le traitement ozone-chlore (Buckingham, tableau 6 et figures 6e et 6f), les niveaux de HC ont été considérablement supérieurs à ceux des deux autres usines. Il est notable que des niveaux de HC plus faibles aient été observés en février lorsque l'ozone a été remplacé par le chlore (figure 6e), ce qui laisse entendre que le traitement à l'ozone accroît la formation de HC. De juillet à septembre, période durant laquelle la préchloration a été ajoutée au procédé de traitement, les niveaux de HC ont été maximaux à l'usine de traitement et ont baissé à mesure que la distance par rapport à l'usine augmentait (figure 6f). Ce comportement, qui a également été observé pour le ADCA, laisse entendre que la réaction qui produit le HC a été accélérée dans des conditions d'ozonation combinée à une préchloration et une eau chaude.

**DCAN.** Les variations saisonnières et temporelles du DCAN pour les trois usines sont présentées à la figure 7. Avec le traitement chlore-chloramine (Ottawa, tableau 4 et figures 7a et 7b), les niveaux de DCAN ont été quelque peu plus élevés durant les mois où l'eau était chaude, mais ont été relativement constants dans le réseau de distribution, excepté aux emplacements D2 et D3 pour lesquels un faible niveau a été observé durant les mois où l'eau était chaude. Nous attribuons cela à l'effet d'eau âgée dont nous avons parlé plus haut. Avec le traitement chlore-chlore (Hull, tableau 5 et figures 7c et 7d), la variation saisonnière a été considérablement plus prononcée, les niveaux augmentant durant les mois où l'eau était chaude. Une variation spatiale a été observée dans le réseau de distribution, les niveaux de DCAN atteignant leur maximum à D2. Les niveaux minimaux de DCAN ont été observés dans les échantillons provenant de la fin du réseau; de nouveau, cette observation constitue une preuve de l'effet d'eau âgée observé pour les AHA. Avec le traitement ozone-chlore (Buckingham, tableau 6 et figures 7e et 7f), les niveaux de DCAN ont été quelque peu plus élevés durant les mois où l'eau était chaude et ont également augmenté en février lorsque du chlore supplémentaire a été utilisé à la place de l'ozone. Des niveaux de DCAN nettement plus élevés ont été observés en octobre mais nous n'en connaissons pas la raison.

**DCP.** Les variations saisonnières et temporelles de la DCP pour les trois usines sont présentées sur la figure 8. On a observé une très faible variation saisonnière dans les niveaux de DCP dans les trois usines de traitement. Les niveaux de DCP ont présenté une très faible variation spatiale dans le réseau de distribution pour les trois procédés de traitement, mis à part des signes de l'effet d'eau âgée à l'emplacement D3 (figures 8b et 8f).

**TCP.** Les variations saisonnières et temporelles de la TCP pour les trois usines sont présentées sur la figure 9. Avec le traitement chlore-chloramine (Ottawa, tableau 4 et figures 9a et 9b), les niveaux de TCP ont été quelque peu plus élevés durant les mois où l'eau était chaude mais ont été relativement constants dans tout le réseau de distribution, excepté aux emplacements D2 et D3 pour lesquels un faible niveau a été observé durant les mois d'été. Avec le traitement chlore-chlore (Hull, tableau 5 et figures 9c et 9d), la variation saisonnière a

été plus prononcée, les niveaux augmentant durant les mois où l'eau était chaude. Une variation spatiale a été observée dans le réseau de distribution, les niveaux de TCP atteignant leur maximum à D2. Les niveaux minimaux de TCP ont été observés dans les échantillons provenant de la fin du réseau; de nouveau, cette observation constitue une preuve de l'effet d'eau âgée observé pour les AHA. Avec le traitement ozone-chlore (Buckingham, tableau 6 et figures 9e et 9f), les niveaux de TCP ont été plus élevés durant les mois où l'eau était chaude. Les niveaux de TCP ont également augmenté dans le réseau de distribution, excepté à l'emplacement D3 pour lequel les niveaux de TCP ont baissé durant les mois où l'eau était chaude.

**CPK.** Les variations saisonnières et temporelles de la CPK pour les trois usines sont présentées à la figure 10. Avec le traitement chlore-chloramine (Ottawa, tableau 4 et figures 10a et 10b), les niveaux de CPK ont été quelque peu plus élevés durant les mois où l'eau était chaude, mais ont été relativement constants dans tout le réseau de distribution, excepté aux emplacements D2 et D3 pour lesquels un faible niveau a été observé durant les mois d'été. Avec le traitement chlore-chlore (Hull, tableau 5 et figures 10c et 10d), on a observé une certaine variation saisonnière, les niveaux de CPK augmentant durant les mois où l'eau était chaude. Une variation spatiale a été observée dans le réseau de distribution, les niveaux de CPK atteignant leur maximum à D2. Les niveaux minimaux de CPK ont été observés dans les échantillons provenant de la fin du réseau; de nouveau, cette observation constitue une preuve de l'effet d'eau âgée observé pour les AHA. Avec le traitement ozone-chlore (Buckingham, tableau 6 et figures 10e et 10f), les niveaux de CPK ont été plus élevés durant les mois où l'eau était chaude. Les niveaux de CPK n'ont pas augmenté de manière significative dans le réseau de distribution. Les niveaux de CPK ont été plus élevés avec le traitement ozone-chlore qu'avec les deux autres traitements.

**Autres SPD.** Le TCAN et le DBAN n'ont été détectés dans aucun des échantillons d'eau brute ou traitée. Le BCAN a été détecté dans certains échantillons d'eau traitée, mais la concentration est toujours restée très faible (maximum 0,5 µg/L).

**Spéciation** Les preuves présentées ci-dessus ont clairement démontré que chacun des principaux SPD se comportait de manière différente. La figure 11 présente la relation entre les quatre principaux SPD à analyser (TCM, ADCA, ATCA et HC) dans le réseau de distribution de chacune des usines pour les mois représentatifs de l'eau froide (avril, 2°C) et de l'eau chaude (septembre, 19°C). Pour le traitement chlore-chloramine (Ottawa), les niveaux de ADCA en avril ont été similaires aux niveaux de TCM, mais les niveaux de ATCA ont été à peu près moitié moins importants que les niveaux de TCM (figure 11a). La proportion des quatre SPD à analyser a été nettement différente en septembre (figure 11b), lorsque les concentrations de ADCA et ATCA ont été nettement inférieures à la concentration de TCM. Les niveaux de HC ont été considérablement plus faibles que les niveaux de TCM durant les deux mois. Ces observations ont laissé entendre qu'une eau chaude favorisait la formation de TCM par rapport aux AHA. Pour le traitement chlore-chlore (Hull), les concentrations de AHA en avril (figure

11c) ont été similaires à la concentration de TCM à T, D1 et D2, mais ont été considérablement inférieures à D3. En septembre (figure 11d), les concentrations de AHA ont été similaires à la concentration de TCM à T, mais ont été nettement inférieures à D1 et D2 et ont quasiment disparu à D3. Les niveaux de HC ont été considérablement inférieurs aux niveaux de TCM durant les deux mois. Pour le traitement ozone-chlore (Buckingham), en avril (figure 11e) le ADCA a été le SPD le plus important, excepté à D3 pour lequel le TCM a été bien plus important. Les niveaux de ADCA ont représenté à peu près le double de la concentration de TCM à T, D1 et D2, tandis que les niveaux de ATCA ont représenté à peu près la moitié de la concentration de TCM à ces emplacements. Contrairement à ce que l'on a observé avec le traitement chlore-chloramine (Ottawa) et le traitement chlore-chlore (Hull), les concentrations de HC ont été similaires aux concentrations de TCM aux quatre emplacements. En septembre (figure 11f), le TCM a été le SPD dominant aux quatre emplacements; la concentration de ADCA a été comparable aux concentrations de TCM uniquement à T, mais a été nettement plus faible que le TCM à D1, D2 et D3. À tous les emplacements, les concentrations de HC ont été nettement plus faibles que les concentrations de TCM.

**Conformité aux règlements** Aucune des trois usines de traitement n'éprouverait de difficultés à satisfaire à la recommandation canadienne pour l'eau potable actuelle pour les THMT (100 µg/L, Sous-comité fédéral-provincial, 1996) ou au niveau maximal de contaminants des États-Unis pour les THMT (100 µg/L, National Research Council, 1987). La conformité à la recommandation canadienne est basée sur une moyenne mobile annuelle des mesures trimestrielles de THMT; cependant, on ne précise pas à quel moment du trimestre les mesures de THM devraient être effectuées. Le tableau 7 pré-

sente les valeurs moyennes calculées en supposant que les échantillons ont été prélevés au cours du premier mois de chaque trimestre (M1; janvier, avril, juillet, octobre), du second mois de chaque trimestre (M2; février, mai, août, novembre), du troisième mois de chaque trimestre (M3; mars, juin, septembre, décembre), ainsi que la valeur moyenne pour les douze mois de l'année (T12). Les moyennes calculées (M1, M2 et M3), basées sur une valeur trimestrielle, se sont toutes situées dans les 15-20 p. 100 de la moyenne annuelle générale (T12). Bien qu'il ne soit pas possible d'appliquer directement cette conclusion à toutes les usines de traitement et à tous les procédés de traitement, cela indique que la moyenne des valeurs trimestrielles uniques peut fournir une bonne approximation de la moyenne basée sur un échantillonnage mensuel plus fréquent. Ce qui est ressorti des données présentées dans le tableau 7, c'est qu'un facteur plus important lié à la conformité à la recommandation a été l'emplacement dans le réseau de distribution où les échantillons ont été prélevés. Il est clair que, bien que les échantillons prélevés près de la fin du réseau de distribution indiquent une exposition maximale du consommateur aux THMT, ce n'est pas toujours le cas pour les autres SPD. Les valeurs moyennes pour le ADCA, le ATCA et le HC ont rarement été maximales dans les échantillons prélevés à la fin du réseau et le point d'échantillonnage pour lequel les valeurs maximales sont apparues ont varié pour chacun des composés à analyser. Par conséquent, la stratégie d'échantillonnage doit être évaluée individuellement pour chacun des SPD. Les concentrations de THM ne sont généralement pas une corrélation avec les concentrations des autres SPD. Les THM ne devraient donc pas être utilisés comme représentant des autres SPD sans une totale compréhension de tous les facteurs en jeu.

**Tableau 7. Valeurs moyennes annuelles (µg/L) basées sur les échantillons trimestriels**

	Ottawa				Hull				Buckingham			
	THMT	ADCA	ATCA	HC	THMT	ADCA	ATCA	HC	THMT	ADCA	ATCA	HC
M1 (T)	34,0	12,8	7,3	3,2	21,7	15,4	13,5	2,6	17,6	17,0	6,4	8,6
M2 (T)	31,5	17,6	7,8	3,0	27,0	19,7	16,6	2,5	23,3	21,4	5,8	9,3
M3 (T)	30,5	16,5	8,5	2,6	25,5	13,5	9,0	2,4	20,1	16,4	5,6	10,6
T12 (T)	32,0	15,7	7,9	2,9	24,8	16,2	13,0	2,5	20,3	18,3	5,9	9,5
M1 (D1)	37,6	14,4	7,9	3,2	39,3	17,8	16,9	4,6	23,4	9,1	8,5	8,3
M2 (D1)	34,8	14,9	6,6	2,8	40,5	18,2	17,5	4,2	25,6	7,5	7,8	7,1
M3 (D1)	32,8	16,5	8,6	2,4	32,7	15,5	12,5	3,2	24,6	8,2	7,9	10,2
T12 (D1)	35,1	15,3	7,7	2,8	37,5	17,1	15,6	4,0	24,5	8,3	8,1	8,5
M1 (D2)	41,1	13,9	8,4	1,6	42,9	13,1	17,9	5,3	31,7	10,4	11,3	8,3
M2 (D2)	37,8	13,2	7,2	1,1	51,1	15,5	20,4	5,9	30,5	9,1	6,6	7,9
M3 (D2)	39,5	16,1	9,4	1,5	51,3	12,7	15,5	5,9	28,4	8,4	7,0	10,5
T12 (D2)	39,4	14,4	8,3	1,4	48,4	13,8	17,9	5,7	30,2	9,3	8,3	8,9
M1 (D3)	41,0	18,6	8,9	2,2	65,6	4,1	4,9	1,7	51,5	5,6	10,0	7,7
M2 (D3)	34,1	15,5	6,9	1,0	58,5	3,7	4,5	1,5	49,2	7,2	9,7	8,3
M3 (D3)	37,9	17,8	7,3	1,5	60,0	3,3	3,5	1,5	47,9	5,6	9,8	10,2
T12 (D3)	37,7	17,3	7,7	1,6	61,4	3,7	4,3	1,5	49,5	6,1	9,8	8,7

# Conclusions

Lors de la présente étude, qui a examiné les variations de SPD en fonction des pratiques de traitement, des saisons et du lieu d'échantillonnage, le tableau général qui s'est dressé a montré qu'aucun des échantillonnages ne fournissait une image complète du comportement des SPD dans l'eau potable. On a observé que les concentrations de SPD variaient en fonction du type de traitement d'eau (et de ses variations), de l'âge et de la température de l'eau. Les concentrations de SPD ont généralement été plus élevées en été qu'en hiver pour tous les procédés de traitement. Avec le traitement à la chloramine, les concentrations de SPD n'ont généralement pas augmenté de manière significative avec la distance (temps) dans le réseau de distribution. Avec le traitement au chlore, les concentrations de THM ont augmenté avec la distance (temps) dans le réseau de distribution et les valeurs maximales ont été trouvées au point d'échantillonnage le plus éloigné de l'usine de traitement. Le comportement des autres SPD a été bien plus complexe. Leurs concentrations ont montré une augmentation initiale avec la distance (temps) dans le réseau de distribution, mais selon la saison et l'âge de l'eau, les concentrations pouvaient soit augmenter, soit diminuer à de plus grandes distances (temps) dans le réseau de distribution. Ce qui est particulièrement important d'un point de vue de réglementation, c'est qu'on n'a pas pu déterminer un site ou une époque de l'année pour fournir des valeurs maximales simultanées pour les trois principaux SPD (TCM, ADCA et ATCA). L'élaboration d'une solide stratégie d'échantillonnage pour évaluer l'exposition des consommateurs aux SPD va nécessiter des études plus complètes fournissant une plus grande compréhension du comportement des SPD dans les réseaux de distribution.

# Références

- Arguello, M.D., Chriswell, C.D., Fritz, J.S., Kissinger, L.D., Lee, K.W., Richard, J.J., Sccec, H.J. (1979) Trihalomethanes in Water: A Report on the Occurrence, Seasonal Variation in Concentrations, and Precursors of Trihalomethanes. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 71(9), 504-508.
- AWWA Mainstream (1994) D-DBP Rule, ESWTR publié par l'USA-EPA. 38(7) (Juillet).
- Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J., Kroner, R.C. (1974) The Occurrence of Organohalides in Chlorinated Drinking Water. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 66(12), 703-706.
- Benoit, F.M., Williams, D.T., LeBel, G.L. (1995) Monthly Variation of Haloacetic Acids in Drinking Water by GC/MS. Proceedings of the 43<sup>rd</sup> Annual Conference of the American Society of Mass Spectrometry, Atlanta, GA May 1995. p 821.
- Brett, R.W., Calverley, R. A. (1979) A One-Year Survey of Trihalomethane Concentration Changes Within a Distribution System. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 71(9), 515-520.
- Ellis, K.V. (1991) Water Disinfection: A review with some consideration of the requirements of the Third World. *Crit. Rev. Environ. Control* 20, 341-407.
- Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable du Comité fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Sixième édition. Ottawa: Santé Canada 1996.
- Glass, R.I., Libel, M., Brandling-Bennet, A.D. (1992) Epidemic Cholera in the Americas. *Science* 256, 1524-1525.
- Krasner, S.W., McGuire, M.J., Jacangelo, J.G., Patania, N.L., Reagan, K.M., Aieta, E.M. (1989) The Occurrence of Disinfection By-products in US Drinking Water. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 81(8), 41-53.
- LeBel, G.L., Benoit, F.M., Williams, D.T. (1995a) Variation of Chlorinated Disinfection By-Products in Water from Treatment Plants Using Three Different Disinfection Processes. *Proc. 1995 Amer. Water Works Assoc. WQTC, New Orleans, LA.* pp. 1339-1356.
- LeBel, G.L., Williams, D.T. (1995b) Differences in Chloroform Levels from Drinking Water Samples Analyzed Using Various Sampling and Analytical Techniques. *Inter. J. Environ. Anal. Chem.* 60, 213-220.
- National Research Council (1987) Drinking Water and Health Disinfectants and Disinfection By-Products. Volume 7. National Academy Press. Washington, D.C.
- Nieminski, E.C., Chaudhuri, S., Lamoreaux, T. (1993) The Occurrence of DBPs in Utah Drinking Waters. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 85(9), 98-105.
- OMS. (1993) Guidelines for Drinking-Water Quality. 2<sup>e</sup> édition, volume 1, Recommendations, Organisation mondiale de la santé, Genève 1993.
- Otson, R., Williams, D.T., Bothwell, P.D., Quon, T.K. (1981) Comparison of Trihalomethane Levels and Other Water Quality Parameters for Three Treatment Plants on the Ottawa River. *Environ. Sci. Technol.*, 15(9), 1075-1080.
- Pontius, F.W. (1995) An Update of the Federal Drinking Water Regs. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 85(2), 48-58.
- Rook, J.J. (1974) Formation of Haloforms During Chlorination of Natural Waters. *Proc. Soc. Water Treatment Exam.* 23, 234-243.
- Singer, P.C., Barry, J.J., Palen, G.M., Scrivner, A.E. (1979) Trihalomethane Formation in North Carolina Waters. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 73(8), 392-401.

- Singer, P.C., Obolensky, A., Greiner, A. (1995) DBPs in Chlorinated North Carolina Drinking Waters. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 87(10), 83-92.
- Smith, V.L., Cech, I., Brown, J.H., Bogdan, G.F. (1980) Temporal Variations in Trihalomethane Content of Drinking Water. *Environ. Sci. Technol.*, 14(2), 190-196.
- Stevens, A.A., Moore, L.A., Miltner, R.J. (1989) Formation and Control of Non-Trihalomethane Disinfection By-products. *Amer. Water Works Assoc. J.*, 81(8), 54-60.
- US Environmental Protection Agency. (1991) Status Report on the Development of the Disinfectants-Disinfection By-products Rule. Proceedings Amer. Water Works Assoc. Ann. Conf., Philadelphia, Pa.
- Williams, D.T., Otson, R. (1978) Trihalomethane Levels in Canadian Drinking Water. *Environmental Health Review*, 22(1), 9-10.
- Williams, D.T., Otson, R., Bothwell, P.D., Murphy, K.L., Robertson, J.L. (1980) Trihalomethane Levels in Canadian Drinking Water. in "Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment", Afghan, B.K., Mackay, D., Eds., Plenum Publishing Corporation, New York, pp. 503-512.
- Williams, D.T., LeBel, G.L., Benoit, F.M. (1994a) A Survey of Disinfection By-Products in Canadian Drinking Water. *Compte-rendu de la sixième Conférence nationale sur l'eau potable*, Victoria, CB, Octobre 1994, pp. 147-157.
- Williams, S.L., Rindfleisch, D.F., Williams, R.L. (1994b) Deadend on Haloacetic acids (HAA). Proc. 1994 Amer. Water Works Assoc. WQTC, San Francisco, Calif. pp. 1053-1065.
- Williams, D.T., LeBel, G.L., Benoit, F.M. (1995a) Étude nationale sur les sous-produits de désinfection chlorés dans l'eau potable au Canada. Rapport de la Direction de l'hygiène du milieu, Santé Canada (95-DHM-197).
- Williams, S.L., Williams, R.L., Gordon, A. S. (1995b) Degradation of Haloacetic acids (HAA) at maximum Residence Time Locations (MRTLs). Proc. 1995 Amer. Water Works Assoc. WQTC, New Orleans, LA. pp. 1357-1366.