

Article

« Évolution de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution de la ville de Montréal »

R. Desjardins, L. Jutras et M. Prévost

Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 10, n° 2, 1997, p. 167-184.

Pour citer cet article, utiliser l'information suivante :

URI: <http://id.erudit.org/iderudit/705275ar>

DOI: 10.7202/705275ar

Note : les règles d'écriture des références bibliographiques peuvent varier selon les différents domaines du savoir.

Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter à l'URI <https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche. Érudit offre des services d'édition numérique de documents scientifiques depuis 1998.

Pour communiquer avec les responsables d'Érudit : info@erudit.org

Évolution de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution de la ville de Montréal

Water quality in Montreal:
effect of the distribution system

R. DESJARDINS¹, L. JUTRAS¹ et M. PRÉVOST¹

Reçu le 13 septembre 1996, accepté le 18 mars 1997*.

SUMMARY

Studies were performed to follow the changes in water quality along a distribution system. The distribution system under study is divided into two parts: main pipes starting from the plant (from 2 700 mm to 900 mm diameter) feeding a small pipes sector (200 mm and 300 mm diameter). Residence times range from 0 to 13.6 hours in main pipes and from 13.6 h to 18.4 h in small pipes. All pipes are made of steel or ductile iron and their interior is lined with concrete; there is therefore little corrosion. Since the raw water is of such high quality, the treatment plant is very simple: a direct filtration on sand followed by ozonation and chlorine disinfection. Samples were taken on 14 occasions, during a full year period, in the distribution system and in the treatment plant after chlorination. These last samples were incubated in clean flasks at the network temperature. Measurements of temperature, pH, disinfection by-products (trihalomethanes, aldehydes, haloacetonitriles, haloacetones and chloropicrine), total organic carbon (TOC), biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) and number of bacteria (heterotrophic plate count and total direct count by epifluorescence) were completed.

The distribution network seems to have very little effect on chlorine demand and disinfection by-products. Results from water incubated in flasks are similar to those from distribution network. After more than 18 hours contact time, the chlorine residual is still higher than 0.2 mg/l in most of the samples taken in the distribution network and in the flask. It should be noted that the initial chlorine concentrations range from 0.65 mg/l (cold water) to 1.00 mg/l (warm water). Chlorine demand and trihalomethane (THM) curves are typical, a rapid increase with time followed by a relatively stable level. THM concentrations in the distribution network are low: a typical value of 14 µg/l after 13.6 hours contact time is detected. The maximum concentration of 43 µg/l of total THM was measured in a dead end. In this latter sample, 42% of the THM was

1. École Polytechnique de Montréal, Département de génie civil, Génie de l'environnement C.P. 6079, succ. Centre-ville - Montréal (Québec) H3C 3A7, Canada.

* Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 décembre 1997.

present as bromodichloromethane and 39% as chloroform. Other by-products such as haloacetonitrile, haloacetone and chloropicrine were always detected in very small concentrations.

Aldehyde concentrations in treated water were low, between 21 and 42 $\mu\text{g/l}$. These concentrations were stable throughout the distribution system. Fixed and free biomass seems to have very little effect on these biodegradable compounds. These results were confirmed by BDOC results. BDOC in treated water ranges from 0.2 to 0.45 mg/l and remains stable in the distribution system. These low BDOC concentrations and the chlorine residual of approximately 0.2 mg/l seem to be sufficient to prevent regrowth in the distribution system. Total direct counts by epifluorescence showed almost no increase of bacterial density except for the July 11th sample. This is the only day where the free chlorine residual dropped below 0.2 mg/l, with values of free chlorine residual dropping as low as 0.16 mg/l.

Key-words: *distribution system, oxidation by-products, trihalomethane, aldehyde, regrowth, biodegradable organic carbon.*

RÉSUMÉ

Dans la présente étude, nous montrons l'évolution de l'eau dans un réseau de distribution. Ce réseau a été construit dans les années 70 à l'aide de conduites d'acier ou de fonte ductile munies d'un revêtement intérieur de ciment. Il est alimenté par des eaux de très bonne qualité qui circulent d'abord dans une suite de conduites maîtresses (de 2 700 mm à 900 mm) jusqu'à un secteur de petites conduites maillées (200 et 300 mm). Des échantillons d'eau ont été prélevés à 14 reprises durant une année, le long de la conduite maîtresse (le temps de séjour y varie de 0 h à 13,6 h) et dans le secteur de petites conduites (de 13,6 h à 18,4 h). Nous avons mesuré la température, le pH, plusieurs sous-produits de désinfection dont les trihalométhanes et les aldéhydes, le carbone organique total et biodégradable ainsi que les concentrations de bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA) et les comptes directs totaux mesurés en épifluorescence.

Le réseau a très peu d'effet sur l'évolution des sous-produits de désinfection. En effet, les résultats obtenus à partir des échantillons témoins (eaux traitées conservées dans un flacon propre à la même température que dans le réseau) sont semblables à ceux obtenus à partir des eaux prélevées dans le réseau de distribution.

Les concentrations de bactéries ainsi que les concentrations de CODB sont assez stables dans le réseau. Il est intéressant de noter qu'il y a de 0,2 à 0,45 mg/l de CODB, ce qui est supérieur à la concentration minimale de 0,15 mg/l requise pour la croissance des bactéries. Par contre, le chlore résiduel libre est toujours supérieur à 0,20 mg/l. Une seule exception, le 11 juillet 1994, dans le secteur de petites conduites, le chlore résiduel a baissé jusqu'à 0,16 mg/l. Durant cette journée, nous avons observé une légère augmentation des comptes directs totaux mesurés en épifluorescence.

Mots clés : *réseau de distribution, sous produits d'oxydation, trihalométhane, aldéhyde, recroissance bactérienne, carbone organique biodégradable.*

1 – INTRODUCTION

Les conditions qui prévalent dans les réseaux de distribution d'eau potable peuvent altérer la qualité de l'eau chèrement acquise à l'usine de traitement. Ainsi, plusieurs auteurs ont montré que la reviviscence, souvent appelée recroissance de micro-organismes, dans le réseau de distribution représente un sérieux problème pour les traiteurs d'eau. HANSON *et al.* (1987) ont montré que la recroissance représente un risque sanitaire pour les consommateurs. La présence de bactéries pathogènes ou pathogènes opportunistes non détectables à la sortie de l'usine a été reliée à des épidémies (SINGH et MCFETERS, 1990). La recroissance peut détériorer la qualité organoleptique de l'eau distribuée (MALLEVIALE et SUFFET, 1987). Les organismes supérieurs peuvent proliférer suite aux recroissances bactériennes, protégeant de la désinfection les micro-organismes qui les colonisent (LEVY, 1990). Ainsi, KING *et al.* (1988) ont observé que *Salmonella thyphimurium*, *Shigella sonnei* et *Yersinia enterocolitica*, lorsque ingérés par les protozoaires, sont protégés de l'action désinfectante du chlore et ce même à des concentrations de 10 mg/l. De nombreux incidents de recroissance microbienne dans les réseaux de distribution ont été rapportés en Amérique du Nord et en Europe (LECHEVALLIER, 1990 ; ADAM et KOTT, 1990 ; GELDREICH, 1989). Dans la plupart des cas, les raisons de la contamination ne sont pas connues et le choix des mesures correctives relève de l'arbitraire ou de l'expérience de l'exploitant. De nombreux projets de recherche ont été réalisés afin de montrer les effets du réseau de distribution sur la qualité de l'eau distribuée (BLOCK *et al.*, 1993 ; DESJARDINS *et al.*, 1991 ; LECHEVALLIER, 1990 ; MATHIEU *et al.*, 1992 ; SERVAIS *et al.*, 1992 ; SERVAIS *et al.*, 1995). Pour leur part PAYMENT *et al.* (1991) ont mesuré les effets d'un réseau de distribution sur l'incidence des épisodes de gastro-entérites.

Les réseaux de distribution sont constitués de conduites maîtresses, de petites conduites et de branchements. Les conduites maîtresses, lesquelles sont habituellement de grande taille, constituent l'ossature du réseau de distribution. Elles sont utilisées pour alimenter les différents quartiers de la ville. Les petites conduites, habituellement de 150 et 200 mm de diamètre, quadrillent toutes les rues des quartiers. Les branchements, aussi appelés entrées de service, relient les maisons aux conduites municipales. Ce sont habituellement de petites conduites (12,5 ou 18,8 mm ϕ) en plomb, en cuivre ou en plastique. Les temps de séjour, les vitesses d'écoulement, les rapports surface de conduite / volume d'eau (S/V) sont très différents dans chaque type de conduite du réseau. BARIBEAU (1995) a montré que les concentrations des composés organo-halogénés adsorbables (AOX) et des sous-produits de désinfection extraits à l'hexane diminuent pendant la stagnation de l'eau dans les entrées de service. Cette étude a aussi montré que l'évolution des sous-produits du chlore est la même dans les conduites de petit et de grand diamètre. Ainsi, en présence de chlore libre, les concentrations de AOX, de trihalométhane (THM), de trichloroacétonitrile (TCAN) et d'acide trichloroacétique (TCAA) augmentent en fonction du temps de séjour de l'eau dans les réseaux alors que celles du dichloroacétonitrile (DCAN), du 1,1,1 trichloropropanone (TCP) et de la chloropicrine (CHP) demeurent stables. Ces résultats ont été obtenus sur les réseaux de distribution alimentés par les usines Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose, toutes situées sur le territoire de ville de Laval. BARIBEAU (1995) a travaillé dans des secteurs des réseaux construits à l'aide de conduites de fonte grise ou de fonte ductile où la corrosion est impor-

tante. De plus, les eaux brutes, de faible alcalinité (environ 30 mg/l CaCO_3) ont subi un traitement complet (coagulation-floculation-décantation-filtration sur sable, ozonation, désinfection au chlore). Ce traitement a permis, en moyenne, de réduire le COD de 6 ou 7 mg/l à environ 3 mg/l.

Dans la présente étude nous montrons l'évolution d'une eau dans un réseau de distribution qui est alimenté par des eaux produites à partir d'eaux brutes prélevées à grande profondeur au centre du fleuve St-Laurent. Ces dernières sont traitées à l'usine Charles J. Des Baillets où elles subissent une filtration sur sable, une ozonation et une désinfection au chlore avant d'être refoulées dans le réseau de distribution. La portion du réseau étudié a été construite dans les années 70 à l'aide de conduites d'acier ou de fonte ductile toutes munies d'un revêtement intérieur de ciment. Des échantillons d'eau sont prélevés dans les conduites maîtresses et dans le réseau de petites conduites qu'elles alimentent. Nous avons mesuré les caractéristiques microbiologiques telles que les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA), les comptes directs totaux par épifluorescence (CDT) ainsi que quelques caractéristiques physico-chimiques telles que la température, le pH, le chlore résiduel, les THM, les aldéhydes, le carbone organique total (COT) et biodégradable (CODB) des eaux prélevées. Le but principal du projet est de montrer l'effet du réseau sur la qualité de l'eau.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le réseau à l'étude est alimenté par l'usine Charles J. des Baillets qui a une capacité de production de $1,25 \times 10^6$ m³/d. Cette usine traite des eaux brutes prélevées dans le fleuve St-Laurent. Étant donné la bonne qualité des eaux brutes (tabl. 1), il est possible de produire de l'eau potable à l'aide d'une filtration directe sur 1,2 m de sable, suivie d'une ozonation et d'une désinfection au chlore.

Tableau 1 Qualité des eaux brutes de l'usine Charles J. Des Baillets.

Table 1 *Charles J. Des Baillets raw water quality.*

Paramètres	Minimum	Maximum	Moyenne
Carbone organique total (mg C/l)	2,2	3,5	2,6
Couleur (UCA)	4	20	7
Turbidité (UTN)	0,6	5,4	1,5
Alcalinité (mg CaCO_3 /l)	80	93	88
Dureté totale (mg CaCO_3 /l)	116	132	126
pH	8,0	8,6	8,2

Les points d'échantillonnage sont répartis sur une conduite maîtresse qui relie l'usine Charles J. des Baillets et le secteur étudié qui est situé au nord-est de la ville de Montréal. La conduite maîtresse a un diamètre qui varie de 2 700 mm, à la sortie de l'usine, à 900 mm à l'entrée du secteur à l'étude. Le temps de réten-

tion moyen dans cette conduite est d'environ 13 heures. Par la suite, les eaux entrent dans le secteur de petites conduites situé au nord-est de Montréal. Toutes les conduites sont en acier ou en fonte ductile avec un revêtement intérieur de ciment, ce qui limite beaucoup la corrosion. Le temps de rétention des eaux dans le secteur des petites conduites est d'environ 5 heures. Des vannes ont été fermées aux frontières est et ouest de ce secteur afin de s'assurer que toute l'eau d'alimentation provient de la conduite maîtresse.

La simulation hydraulique de l'écoulement de l'eau dans les conduites a été effectuée à l'aide du logiciel Watcad, Version 4 (Elkaré Consultants). Les temps de séjour dans le réseau ont été calculés en divisant la longueur du tronçon (distance entre la sortie de l'usine et le point d'échantillonnage) par la vitesse moyenne calculée pour ce même tronçon.

Afin de distinguer l'effet « eau » de l'effet « réseau » sur l'évolution de la qualité de l'eau, des échantillons ont été prélevés à la sortie de la station Charles J. Des Bailleurs et incubés dans des flacons propres à la même température que celle du réseau de distribution (témoins). Après les mêmes temps de contact, les analyses ont été faites tant sur les témoins que sur les eaux prélevées dans le réseau de distribution.

Des flacons en plastique Nalgène de 125 ml ou de 250 ml ont été utilisés pour la mesure des BHA et des CDT. Ces flacons ont été lavés au savon Versa-Clean (dilué 1:9) et rincés à l'eau du robinet, à l'eau déminéralisée et à l'eau Milli-Q. Du thiosulfate de sodium (0,2 ml/100 ml d'une solution à 3,2 %) a été ajouté dans les flacons qui ont ensuite été autoclavés à 121 °C pendant 15 minutes.

Un flacon de 125 ml en borosilicate et deux éprouvettes de 50 ml munies de septum en téflon à l'intérieur des bouchons ont été utilisés pour chaque analyse de COT et de CODB. Tous ces éléments ont été lavés au savon Versa-Clean, rincés avec les trois types d'eaux et recouverts de papier d'aluminium. Cette verrerie est ensuite chauffée à 500 °C pendant 4 heures alors que les septums sont trempés dans une solution de persulfate de sodium (10 %) à 60 °C pendant une heure. Une solution de thiosulfate de sodium (3,2 %) sans carbone organique a été ajoutée dans les flacons (0,2 ml/100 ml) avant de mettre le septum et le bouchon.

Des fioles de 40 ml munies de septum en téflon placés à l'intérieur de bouchons troués ont été utilisées pour les analyses des sous-produits d'oxydation. Des fioles ambrées ont été utilisées pour la mesure des aldéhydes. Les fioles, les septums et les bouchons sont lavés au savon Versa-Clean et ensuite rincés avec les trois types d'eaux à trois reprises. Par la suite, les fioles sont rincées avec de l'acide chlorhydrique (10 %) et chauffées au four à 120 °C. Afin de réduire le chlore, 65 mg de sulfate d'ammonium est ajouté dans chaque fiole. De plus, nous avons ajouté 40 ml de chlorure de mercure (10 mg/ml) dans les fioles utilisées pour l'analyse des aldéhydes.

Afin de mesurer la demande en chlore, nous avons prélevé des échantillons d'eau à l'usine Charles J. Des Bailleurs juste après la chloration. Ces derniers ont été incubés à la même température que les eaux dans le réseau de distribution. Des mesures de chlore résiduel libre ont ensuite été faites après différents temps de séjour. Ces résultats sont comparés aux mesures de chlore résiduel dans le réseau de distribution.

Les méthodes analytiques standards sont résumées au tableau 2.

Tableau 2 Méthodes analytiques standards.**Table 2** *Standard analytical methods.*

Paramètre mesuré	Description de la méthode	Référence
BHA	Incubation à 20 °C pendant sept jours sur le milieu de culture R2A.	APHA <i>et al.</i> (1992) #9215B
COT	Oxydation UV-persulfate DC-180 analyser.	APHA <i>et al.</i> (1992) #5310C
Chlore	Méthode colorimétrique au DPD.	AFNOR (1990),
Température - pH	Sonde ATC, pHmètre.	APHA <i>et al.</i> (1992) #4500 - H+
THM	Chromatographe en phase gazeuse, détecteur ECD, HP-5890 série II.	APHA <i>et al.</i> (1992) #6232B

Les comptes directs totaux ont été mesurés en utilisant la méthode proposée par HOBBIÉ *et al.* (1977). Les bactéries sont colorées avec de l'acridine orange et ensuite comptées à l'aide d'un microscope à épifluorescence.

Le CODB a été mesuré en utilisant la méthode décrite dans SERVAIS *et al.* (1987, 1989). En résumé cette méthode consiste à mesurer le carbone organique dissout avant et après incubation. Une culture mixte, provenant des eaux brutes de l'usine de traitement, sert d'inoculum. L'échantillon est incubé à 20 °C pendant 30 jours.

Les haloacétonitriles, halocétones et chloropicrine ont été mesurés en même temps que les THM en se basant sur la méthode proposée par KOCH *et al.* (1988).

La méthode de mesure des aldéhydes consiste à les transformer en oximes et à les extraire de la solution aqueuse avec un solvant (hexane). L'échantillon est injecté dans un chromatographe en phase gazeuse muni d'un détecteur à capture d'électron. C'est la méthode proposée par YAMADA et SOMIYA (1989) modifiée à l'aide des recommandations de GLAZE *et al.* (1989) et SCLIMENTI *et al.* (1990).

Les limites de détection des méthodes de dosage utilisées pour mesurer les concentrations de sous-produits de désinfection sont présentées dans le tableau 3.

Tableau 3 Limites de détection des sous-produits de désinfection.**Table 3** *Detection limits for disinfection by-products.*

Classe	Produits	Limites de détection (µg/l)
THM	Chloroforme (CF)	1,3
	Bromodichlorométhane (BDCM)	0,05
	Chlorodibromométhane (CDBM)	0,04
	Bromoforme (BF)	0,04
Haloacétonitriles	Dichloroacétonitrile (DCAN)	0,05
	Trichloroacétonitrile (TCAN)	0,4
	Dibromoacétonitrile (DBAN)	0,05
Haloacétones	1,1-dichloropropanone (DCP)	0,07
	1,1,1-trichloropropanone(TCP)	0,05
	Chloropicrine (CP)	0,08

3 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Le chlore libre et la demande en chlore

Quelques vérifications nous ont permis de constater que la température de l'eau demeure constante dans tout le réseau de distribution. Une seule exception : les culs-de-sac où le temps de séjour très long permet à la température de l'eau d'être affectée par la température du sol.

La figure 1 présente l'évolution du chlore libre dans le réseau. Nous notons que cette concentration est rarement en dessous de 0,2 mg/l même après un temps de séjour de 18 heures dans le réseau. À l'entrée de la conduite principale, soit au temps zéro, la concentration de chlore libre varie de 0,65 mg/l (l'hiver) à 1,08 mg/l (l'été). Afin de déterminer la fraction de la demande en chlore exercée par le réseau, nous comparons sur la figure 2 les demandes en chlore exercées

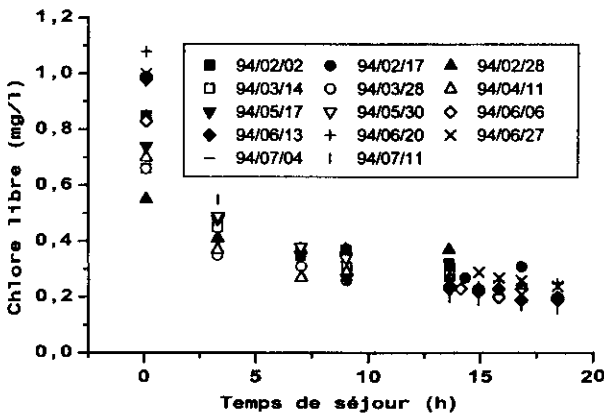


Figure 1 Évolution du chlore libre dans le réseau de distribution.
Variation of free chlorine residual in the distribution system.

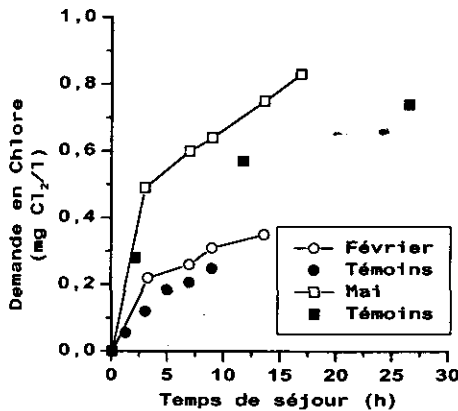


Figure 2 Demande en chlore exercée par l'eau et par le réseau de distribution.
Effect of water and distribution system on chlorine demand.

dans le réseau et celles exercées dans les échantillons témoins. On note que les demandes en chlore exercées dans le réseau sont plus élevées. Une partie importante de cette différence peut cependant être expliquée par le passage des eaux dans le réservoir Châteaufort. En effet, environ 2,2 heures après avoir quitté l'usine Charles J. Des Bailleurs, les eaux se déversent dans une chambre de répartition ouverte à l'atmosphère et située au réservoir Châteaufort. Une fraction importante des eaux est immédiatement remise en conduite et dirigée vers le secteur à l'étude alors que le reste des eaux se déversent dans le réservoir Châteaufort et servent pour alimenter un autre quartier de la ville. On peut donc dire que le réseau exerce une demande en chlore faible.

3.2 Les sous-produits chlorés

Dix sous-produits chlorés ont été mesurés, soit : trois haloacétonitriles (dichloroacétonitrile [DCAN], trichloroacétonitrile [TCAN], dibromoacétonitrile [DBAN]), deux haloacétones (1,1-dichloropropanone [DCP] et 1,1,1-trichloropropanone [TCP]), la chloropicrine et enfin quatre trihalométhanes (chloroforme [CF], bromoforme [BF], bromodichlorométhane [BDCM] et le chlorodibromométhane [CDBM]).

Parmi ces sous-produits, seuls les trihalométhanes totaux sont réglementés dans la province de Québec (Canada). La concentration maximale acceptable (CMA) est de 350 µg/l (ÉDITEUR OFFICIEL DU QUÉBEC, 1984). Il est probable que cette CMA soit abaissée dans un proche avenir. En effet, le ministère de la Santé du Canada propose dans ses recommandations pour la qualité de l'eau potable (SOUS-COMITÉ FÉDÉRAL-PROVINCIAL SUR L'EAU POTABLE, 1996) une concentration maximale acceptable provisoire de 100 µg/l.

Les concentrations des haloacétonitriles, des haloacétones et de la chloropicrine sont toujours faibles. Ainsi, le TCAN n'a pas été détecté alors que les concentrations de DBAN ont toujours été inférieures à 0,4 µg/l. Il faut cependant noter que des concentrations de 2,4 µg/l de DCAN ont été mesurées dans des eaux provenant des petites conduites. De telles concentrations n'ont cependant été observées qu'une seule fois, soit lors de l'échantillonnage du 4 juillet 1994. Les concentrations maximales de DCP dans le réseau de distribution sont de 0,4 µg/l. Les TCP sont cependant plus abondants. Leurs concentrations varient de 0,2 à 3,9 µg/l en fonction du temps de séjour dans le réseau de distribution. Des résultats typiques sont présentés sur la figure 3. On note que dans les eaux incubées en flacon (témoins) les concentrations de TCP sont semblables à celles dans les eaux du réseau. Enfin, soulignons que les concentrations de chloropicrine dans le réseau sont toujours très faibles. Elles varient de 0,2 à 1 µg/l. Les valeurs les plus élevées ont été observées au printemps ou en été alors que les eaux étaient tièdes ou chaudes. Des résultats plus détaillés sont présentés dans JUTRAS (1995).

Les sous-produits chlorés les plus abondants sont les trihalométhanes (THM). Dans le réseau de conduites maîtresses, c'est-à-dire lors des premières heures de contact, on observe une courbe typique d'évolution des THM totaux dans le temps soit une augmentation rapide suivie d'un plafonnement (fig. 4). Il est intéressant de noter que le plafonnement se produit rapidement. En effet, après 7 heures de temps de séjour dans des eaux froides (1,2 °C) ou tièdes (11 °C) les concentrations de THM demeurent assez stables.

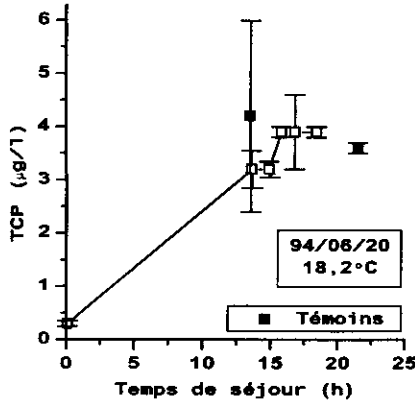


Figure 3 Évolution du 1,1,1-trichloropropanone dans le réseau de distribution.
Variation of 1,1,1-trichloropropanone in the distribution system.

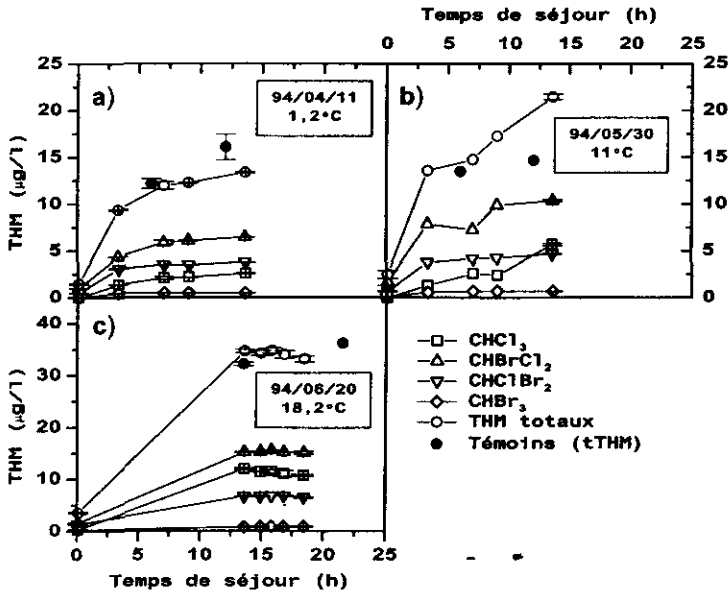


Figure 4 Évolution des THM dans le réseau de distribution.
Variation of THM in the distribution system.

On note aussi (fig. 4a) que les concentrations maximales de THM en eau froide sont faibles ; soit moins de 15 µg/l après 13,6 heures de contact dans le réseau. Cela peut être expliqué par la bonne qualité de l'eau produite à l'usine. Cette qualité est d'ailleurs confirmée par une demande en chlore faible et, comme nous le verrons plus loin, par de faibles concentrations de COT et de CODB.

En moyenne les THM sont surtout constitués de bromodichlorométhane (49 %). Le chloroforme ne compte que pour 19 % des THM totaux. Rappelons que les eaux filtrées sont ozonées. Cela a favorisé la formation d'acide hypobromeux qui a réagit avec les précurseurs de THM avant que le chlore ne soit ajouté. Nous avons aussi observé que, lorsque la température des eaux augmente, les THM totaux augmentent aussi. Ainsi, après 13,6 heures de temps de séjour nous avons mesuré les concentrations suivantes de THM totaux : 13,4 µg/l (1,2 °C), 21,5 µg/l (11 °C) et 34,7 µg/l (18,2 °C). Ces augmentations peuvent être expliquées en partie par les variations de la concentration de chlore libre à l'entrée du réseau. En effet, cette concentration est ajustée afin d'assurer un résiduel de chlore dans les secteurs les plus éloignés du réseau de distribution. Pour atteindre cet objectif, le chlore résiduel à l'entrée du réseau a été ajusté à 0,7 mg/l le 11 avril 1994 (1,2 °C), à 0,98 mg/l le 30 mai 1994 (11 °C) et à 1,08 mg/l le 20 juin 1994 (18,2 °C). Selon plusieurs auteurs (DORÉ, 1989 ; BARIBEAU *et al.* 1995) une augmentation du niveau de chloration favorise la formation de THM. Il est intéressant de noter qu'à 11 °C, le chloroforme représentait 27 % des THM totaux alors que le BDCM en constituait près de 48 % (fig. 4b).

Dans le réseau de petites conduites (fig. 4c) on observe sensiblement les mêmes tendances. Le niveau maximal de THM est toujours faible, soit 32 µg/l (18,2 °C). Les concentrations après 13,6 heures de temps de séjour sont stables. Il faut cependant noter que la proportion de chloroforme est un peu plus élevée, soit 41 %. Il est cependant à noter que le BDCM est toujours le THM le plus abondant.

3.3 Les aldéhydes

Nous avons mesuré l'évolution de quatre aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde, glyoxal et méthyl glyoxal) dans le réseau de distribution. Cependant, à cause d'une interférence causée par le réducteur utilisé pour neutraliser le chlore (JOHNSTON-MAIN, 1995 ; DESJARDINS *et al.* 1995 et SERAYSSOL, 1995), nous avons rejeté les résultats d'acétaldéhydes mesuré dans le réseau de distribution. Nous présentons sur la figure 5 les concentrations d'aldéhydes juste après ozonation. On remarque que ces concentrations varient de 22 µg/l à 42 µg/l. Les eaux sont ensuite chlorées et immédiatement refoulées dans le réseau de distribution.

Nous avons observé qu'à l'entrée du réseau la somme des aldéhydes mesurés (formaldéhyde, glyoxal et méthyl glyoxal) varient de 15 à 37 µg/l. Ces variations sont probablement causées par des fluctuations de la qualité de l'eau brute. Par la suite, dans le réseau de distribution, on observe peu de variation dans la concentration de ces sous-produits. Les résultats présentés sur la figure 6 sont typiques. Les concentrations de formaldéhyde oscillent autour d'une valeur moyenne de 33 µg/l alors que les concentrations moyennes de glyoxal et de méthyl glyoxal se situent plutôt à 1,9 et 1,1 µg/l. Les concentrations dans les témoins suivent les mêmes tendances que celles observées dans le réseau de distribution. Ces dernières valeurs sont plus faibles que celles présentées par WEINBERG *et al.* (1993) qui rapportent des concentrations de glyoxal et de méthyl glyoxal se situant plutôt entre 6 et 12 µg/l dans les eaux ozonées de plusieurs usines de traitement ou installations pilotes. Comme les concentrations d'aldéhydes varient peu dans le réseau de distribution (pour une même journée d'échantillonnage) il est probable qu'ils ne soient pas affectés par les bactéries ou par le chlore résiduel. Nous supporterons cette hypothèse en présentant les évolutions de bactéries et de CODB dans le réseau de distribution.

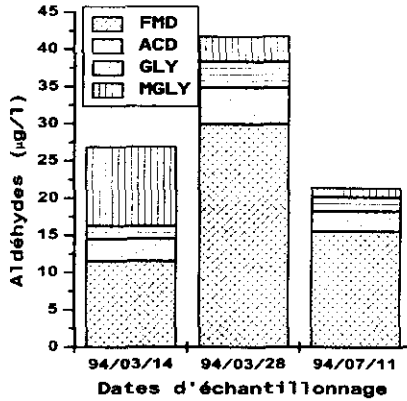


Figure 5 Concentrations d'aldéhydes après ozonation.
Aldehyde concentrations after ozonation.

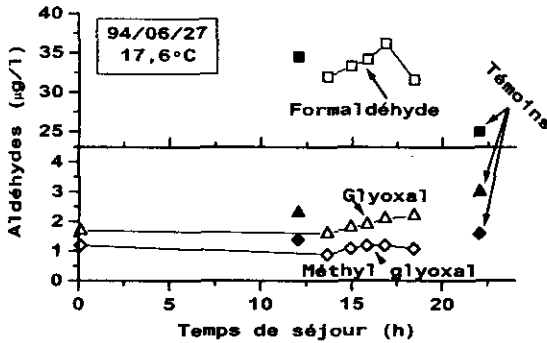


Figure 6 Évolution des aldéhydes dans le réseau de petites conduites (94/06/27).
Variation of aldehydes in the small pipes sector (94/06/27).

3.4 Le COT et le CODB

Le COT est stable dans le réseau de distribution ; les variations autour de la moyenne sont presque toujours inférieures à $\pm 0,1$ mg/l. La figure 7 est un exemple typique. On observe les mêmes tendances pour le CODB. Sur les figures 8a et 8b on ne note aucune tendance à la hausse ou à la baisse pour le CODB, les valeurs maximales de CODB se situent le plus souvent entre 0,20 et 0,30 mg/l. Il est intéressant de noter que le niveau minimal de CODB requis pour favoriser la croissance de micro-organismes en absence de chlore, dans un réseau de distribution, est 0,15 mg/l (SERVAIS *et al.* 1993). Dans notre cas, nous excédons légèrement ces valeurs, par contre il reste toujours du chlore résiduel. On peut donc s'attendre à de faibles croissances bactériennes dans le réseau de distribution.

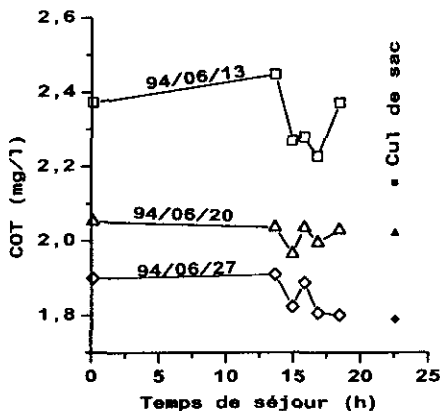


Figure 7 Évolution du COT dans le réseau de petites conduites.
Variation of TOC in the small pipes sector.

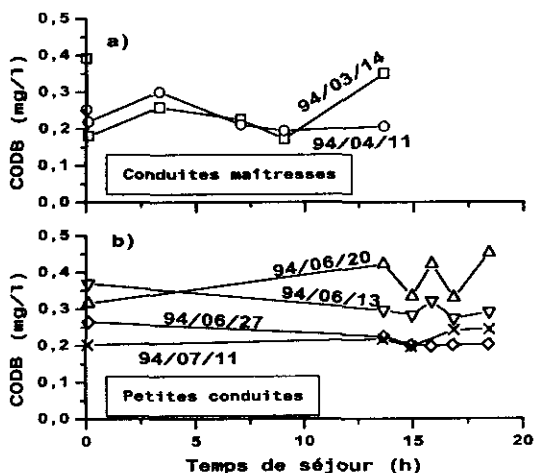


Figure 8 Évolution du CODB dans le réseau de petites conduites.
Variation of BDOC in the small pipes sector.

3.5 Les bactéries dans les réseaux

Nous avons mesuré les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA) et les comptes directs totaux par épifluorescence (CDT). L'évolution des CDT est montrée sur la figure 9. On note que, pour la plupart des échantillonnages, les CDT ne varient pas en fonction du temps de rétention dans le réseau de distribution. Une seule exception, les échantillons prélevés le 11 juillet 94 où les CDT passent de $2,1 \times 10^5$ à $4,2 \times 10^5$ bactéries/ml durant les 16,8 premières heures de séjour dans le réseau. Il est peu probable que cela soit le résultat d'une contamination extérieure. En effet, aucune intervention sur le réseau n'a

été faite par les employés municipaux durant cette période. Il est intéressant de noter que la concentration de CODB dans le réseau oscillait alors autour de 0,2 mg/l. Par contre, c'est durant cette journée que nous avons observé les valeurs les plus faibles de chlore libre. Ce dernier a toujours été supérieur à 0,2 mg/l sauf cette journée où il est descendu à environ 0,16 mg/l. De plus, rappelons que c'est durant cette journée que l'eau était la plus chaude. En ce qui concerne les BHA, nous avons toujours observé des concentrations faibles, soit de l'ordre de 1 000 UFC/100 ml dans le réseau de petites conduites (fig. 10). Ce fait est attribuable au chlore résiduel présent partout dans le réseau.

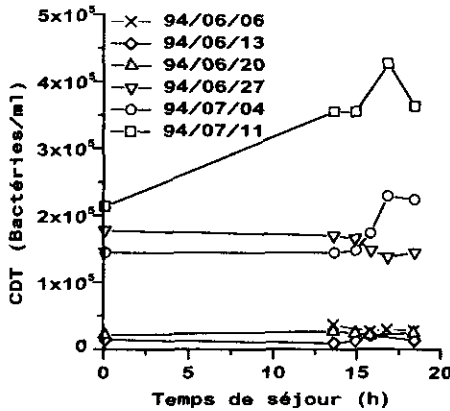


Figure 9 Évolution des CDT dans le réseau de petites conduites.
Variation of TDC in the small pipes sector.

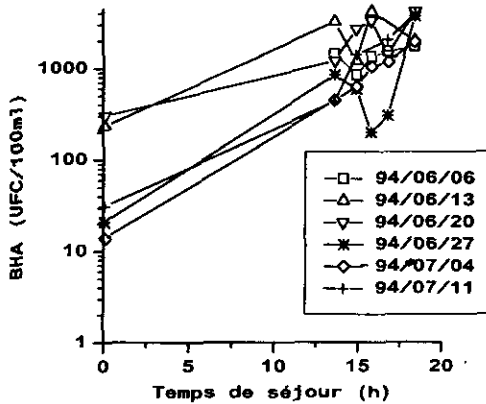


Figure 10 Évolution des BHA dans le réseau de petites conduites.
Variation of HPC in the small pipes sector.

Il est intéressant de comparer les COT avec ceux obtenus par DESJARDINS *et al.* (1991) sur deux réseaux de distribution situés à Ville de Laval (Canada). Dans le premier réseau, alimenté par une eau de rivière ayant subi un traitement classi-

que (coagulation – floculation – décantation – filtration rapide sur sable et anthracite et désinfection au chlore), on observe en moyenne des CDT de 200 000 bactéries/ml à la sortie de l'usine. Cette densité augmente régulièrement dans le réseau à raison de 45 000 bactéries/ml/h. Dans le second réseau, qui est alimenté par une eau de rivière ayant subi un traitement biologique (coagulation – floculation – décantation – filtration rapide sur sable et anthracite – ozonation – filtration sur charbon actif biologique et désinfection au bioxyde de chlore), on observe des densités bactériennes plus faibles, soit 80 000 bactéries/ml à la sortie de l'usine et un taux de croissance dans le réseau de 6 000 bactéries/ml/h. Dans les deux réseaux, le désinfectant disparaît assez rapidement ; il réagit avec la fonte grise des conduites. Il est par la suite normal que, dans les eaux ayant subi un traitement biologique, il y ait moins de bactéries à la sortie de l'usine et surtout que le taux de croissance des bactéries dans le réseau soit moins élevé étant donné que ces eaux contiennent moins de CODB.

CONCLUSIONS

Les eaux traitées qui alimentent le réseau de distribution à l'étude sont d'excellente qualité. Ainsi, à la sortie de l'usine, le COT est de l'ordre de 3 mg/l, le CODB entre 0,17 et 0,35 mg/l et la demande en chlore libre inférieure à 0,85 mg/l (en eau chaude après 18 heures de temps de contact). De plus, l'ensemble des résultats obtenus à partir des échantillons témoins (effluent de l'usine incubé dans des flacons propres) montrent une bonne stabilité.

Le réseau de distribution étudié est en bon état. Il a été construit durant les années 70. Toutes les conduites, qu'elles soient en acier ou en fonte ductile, ont un revêtement intérieur de ciment. Cela évite les problèmes de corrosion et par la même occasion la dégradation des eaux qui y circulent. De plus, dans la plus grande partie du réseau étudié, soit durant les 13,6 premières heures de temps de séjour, les conduites ont de grands diamètres (entre 900 et 2 700 mm) ce qui entraîne une surface de parois faible par rapport au volume d'eau circulé.

L'évolution des sous-produits de désinfection est semblable tant dans le réseau de distribution que dans les échantillons témoins. Les courbes de THM ont la même allure que les courbes de demande en chlore. La concentration maximale de THM est de 35 µg/l.

Les aldéhydes sont stables dans le réseau de distribution et dans les échantillons témoins. Dans le réseau de petites conduites, les niveaux moyens de formaldéhydes, de glyoxal et de méthyl glyoxal sont respectivement de 33 µg/l, 1,9 µg/l et de 1 µg/l.

Il est possible de prédire les concentrations de THM et d'aldéhydes dans le réseau de distribution de la ville de Montréal à partir de mesures effectuées sur des échantillons d'eau prélevés de l'effluent de l'usine et conservés dans les mêmes conditions que les eaux du réseau.

Lors d'une même journée d'échantillonnage les concentrations de CODB dans le réseau de distribution varient peu. En effet, la variation maximale entre les différents points de mesure, lors d'une même campagne d'échantillonnage, a

toujours été inférieure à 0,1 mg/l sauf le 20 juin 1994 où la différence était de 0,14 mg/l.

Les CDT n'ont pas tendance à augmenter dans le réseau de distribution. Cela peut être expliqué par la présence de chlore résiduel combiné à des concentrations faibles de CODB. Il est intéressant de noter que les concentrations de CODB dans le réseau sont légèrement supérieures à la concentration minimale (0,15 mg/l) requise pour favoriser la croissance des micro-organismes. Les concentrations de CDT les plus élevées ont été observées le 11 juillet 1994. C'est durant cette seule journée que nous avons mesuré des concentrations de chlore libre inférieures à 0,2 mg/l.

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé dans le cadre de la Chaire industrielle en eau potable (École Polytechnique de Montréal) qui est supportée financièrement par la Ville de Montréal, la Ville de Laval, La Compagnie générale des eaux, John Meunier Inc., Vallée Lefebvre et associés ainsi que par le CRSNG. Nous tenons aussi à remercier les employés de la Ville de Montréal qui nous ont supportés durant toutes les phases de ce projet.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADAM, O., KOTT, Y. (1990). Bacterial Growth Potential in the Distribution System. *Microbiology in Civil Engineering*, P. Howsam (éd.), E. & F. Spon, London.
- AFNOR (1990). Essais des eaux : dosage du chlore libre et du chlore total, méthode colorimétrique à la N,N-diéthylphénylène-1,4 diamine, Norme française, NFT 90-038, 735 p.
- APHA, AWWA, WPCF (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 18^e édition, Washington (DC), 1527 p.
- BARIBEAU, H. (1995). Évolution des oxydants et des sous-produits d'oxydation dans le réseau de distribution d'eau potable de Ville de Laval, thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, 444 p.
- BARIBEAU, H., PRÉVOST, M., DESJARDINS, R., LAFRANCE, P., LEGUBE, B. (1995). Effets de l'ozonation et de la filtration biologique sur la demande en chlore et sur les précurseurs de trihalométhanes et des composés organohalogénés totaux. *Revue canadienne de génie civil*, 22 : 945-954.
- BLOCK, J.C., HAUDIDIER, K., PAQUIN, J.L., MIAZGA, J., LÉVI, Y. (1993). Biofilm accumulation in drinking water distribution systems. *Biofouling*, 6 : 333-343.
- DESJARDINS, R., LAVOIE, J., LAFRANCE, P., PRÉVOST, M. (1991). Comparaison de l'évolution de la qualité de l'eau dans deux réseaux de distribution. *Sciences et techniques de l'eau*, 24 : 321-331.
- DESJARDINS, R., JOHNSTON-MAIN, K., JUTRAS, L., PRÉVOST, M., SOLY, C. (1995). The effects of filtration and chlorination on aldehydes formation and their behavior in the distribution system. *Proc. AWWA-WQTC*, New Orleans (LA) : 1411-1425.

- DORÉ, M. (1989). *Chimie des oxydants et traitement des eaux*. Technique et documentation – Lavoisier. Paris, 505 p.
- ÉDITEUR OFFICIEL DU QUÉBEC (1984). Règlement sur l'eau potable. *Gazette officielle du Québec*, Décret 1158-84 : 2123-2129.
- GELDREICH, E.E. (1989). Drinking water microbiology: new directions toward water quality enhancement. *Int. J. Food Microbiol.*, 9: 295-312.
- GLAZE, W.H., KOGA, M., CANCELLA, D. (1989). Ozonation by-products. II. Improvement of an aqueous-phase derivitization method for the detection of formaldehyde and other carbonyl compounds formed by the ozonation of drinking water. *Environ. Sci. Technol.*, 23 : 838-847.
- HANSON, H.F., MUELLER, L.M., HASTED, S.S., GOFF, D.R. (1987). Deterioration of water quality in distribution systems, Rapports de AWWA Research foundation, 156 p.
- HOBBIE, J.E., DALEY, R.J., JASPER, S. (1977). Use of Nuclepore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. Environ. Microbiol.*, 33 : 1225-1228.
- JOHNSTON-MAIN, K. (1995). Évolution des aldéhydes dans une chaîne de production d'eau potable utilisant un traitement biologique, mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, 79 p.
- JUTRAS, L. (1995). Évolution de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution d'eau potable de la Ville de Montréal, mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, 126 p.
- KING., C.H., SHOTTS, E.B., WOOLEY, R.E., PORTER, K.G. (1988). Survival of coliform and bacterial pathogens within protozoa during chlorination, *Appl. Environ. Microbiol.*, 54 : 3023.
- KOCH, B., CROFTS, E.W., SCHIMPFT, W.K., DAVIS, M.K. (1988). Analysis of halogenated disinfection by-products by capillary chromatography, *Proc. AWWA-WQTC*, St-Louis (MO) : 429-456.
- LECHEVALLIER, M.W. (1990). Coliform Regrowth in Drinking Water: A Review, *JAWWA*, 82 (11): 74-86.
- LEVY, R.V. (1990). Invertebrates and associated bacteria in drinking water distribution lines. *Drinking Water Microbiology*, G.A. McFeters, ed., Springer Verlag, New York (NY), 224 p.
- MALLEVIALLE, J., SUFFET, I.H. (1987). Identification and treatment of tastes and odors in drinking water, Rapport de AWWA Research foundation, 125 p.
- MATHIEU, L., PAQUIN, J.L., BLOCK, J.C., RANDON, G., MAILLARD, J., REASONER, D. (1992). Paramètres gouvernant la prolifération des bactéries dans les réseaux de distribution. *Revue des sciences de l'eau*, 5(n° spécial COA) : 91-112.
- PAYMENT, P., RICHARDSON, L., SIEMIATYCKI, J., DEWAR, R., EDWARDES, M., FRANCO, E. (1991). A randomized trial to evaluate the risk of gastrointestinal disease due to the consumption of drinking water meeting currently accepted microbiological standards. *Am. J. Pub. Health*, 81 : 703-708.
- SCLIMENTI, M.J., KRASNER, S.W., GLAZE, W.H., WEINBERG, H.S. (1990). Ozone disinfection by-products: optimisation of the PFBHA derivitization method for the analysis of aldehydes, *Proc. AWWA-WQTC*, San Diego (CA), 25 p.
- SERAYSSOL, M. (1995). Étude de l'influence des réducteurs chimiques de l'ozone sur les paramètres de qualité d'une eau à potabiliser dans une filière à charbon actif biologique, mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, 159 p.
- SERVAIS, P., BILLEN, G., HASCOËT, M.C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Res.*, 21 : 445-450.
- SERVAIS, P., ANZEL, A., VENTRESQUE, C., BABLON, G. (1989). A simple method for the determination of biodegradable dissolved organic carbon in waters, *Appl. Environ. Microbiol.*, 55 : 2732-2734.
- SERVAIS, P., BILLEN, G., LAURENT, P., LEVI, Y., RANDON, G. (1992). Studies of BDOC and bacterial dynamics in the drinking water distribution system of the northern Parisian suburbs. *Revue des sciences de l'eau*, 5 (n° spécial COA) : 69-89.
- SERVAIS, P., LAURENT, P., RANDON, G. (1993). Impact of biodegradable dissolved organic carbon (BDOC) on bacterial dynamics in distribution systems, *Proc. AWWA-WQTC* : Miami (FL) : 24-41.
- SERVAIS, P., LAURENT, P., RANDON, G. (1995). Comparaison of the bacterial

dynamics in various French distribution systems. *Journal Water SRT-Aqua*, 44(1): 10-17.

- SINGH, A., MCFETERS, G.A. (1990). Injury of enteropathogenic bacteria in drinking water, *Drinking Water Microbiology*, G.A. McFeters, (éd.), Springer-Verlag, New York, (NY), 368 p.
- SOUS-COMITÉ FÉDÉRAL-PROVINCIAL SUR L'EAU POTABLE (1996). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable du Canada*, Ministère des approvisionnements et services Canada, Ottawa, 102 p.
- WEINBERG, H.S., GLAZE, W.H., KRASNER, S.W., SCLIMENTI, M.J. (1993). Formation and removal of aldehydes in plants that use ozonation. *JAWWA*, 85(5): 72-86.
- YAMADA, H., SOMIYA, I. (1989). The determination of carbonyl compounds in ozonated water by the PFBHA method, *Ozone Sc. Eng.*, 11: 127-150.