

YANNICK VINETTE

**Évolution spatio-temporelle et modélisation des
trihalométhane dans des réseaux de distribution d'eau
potable de la région de Québec**

Mémoire
présenté
à la faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de maître ès sciences (M.Sc)

Département de génie civil
FACULTÉ DES SCIENCES ET GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL

JUILLET 2001

© Yannick Vinette, 2001



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-65416-8

Canada

Résumé du mémoire

L'étude consiste à bâtir un portrait et des modèles de la formation spatio-temporelle des trihalométhanes (THM) dans divers réseaux de distribution d'eau potable. La formation des THM résulte d'une réaction entre le chlore résiduel libre et la matière organique naturelle disponible dans l'eau. Leur formation est fonction du pH, de la dose initiale de chlore appliquée, de la température de l'eau, de la concentration en ions bromure, de la concentration de matière organique naturelle et du temps de contact du chlore dans l'eau. Les résultats démontrent que les THM varient significativement dans le réseau, leur concentration pouvant jusqu'à doubler en extrémité comparativement à l'eau chlorée à la sortie de l'usine. La température affecte de façon particulière la formation des THM. Les concentrations de THM observées en été sont jusqu'à six fois plus importantes que celles observées en hiver. Le développement de modèles basés sur la régression multivariée démontre que la formation initiale de THM (à la sortie de l'usine), la consommation de chlore résiduel libre et la température de l'eau sont les paramètres qui prédisent le mieux la formation des THM dans un réseau de distribution.

Remerciements

Je tiens à remercier pour leur contribution à la réalisation de ce mémoire :

- **Mon directeur de maîtrise, M. Manuel J. Rodrigue du département d'aménagement de l'université Laval, pour son important soutien pendant l'élaboration de cette recherche. Ses connaissances techniques et scientifiques m'ont permis de bien mener à terme ce mémoire;**
- **M. Jean-Baptiste Sérodes du département de génie civil de l'université Laval pour avoir agi à titre de co-directeur ainsi que pour ses commentaires et suggestions pertinents lors de l'évaluation de ce mémoire;**
- **M. Pierre-André Côté de la Municipalité de Québec pour ses commentaires et suggestions très appréciés lors de l'évaluation de ce mémoire;**
- **Les responsables des unités de traitement des municipalités étudiées pour avoir mis à notre disposition les bases de données sur les paramètres opérationnels;**
- **Toutes les personnes ayant contribué de près ou de loin à cette recherche.**

Enfin, je tiens à remercier Valérie pour sa présence et son soutien moral de tous les jours, ainsi que mes parents et mes trois frères pour leur aide et leurs encouragements tout au long de mes études.

Table des matières

Résumé du mémoire	i
Remerciements.....	ii
Table des matières	iii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures	vi
1. Introduction.....	1
2. Problématique.....	3
2.1 Désinfection de l'eau.....	3
2.2 SPD et types de désinfectant.....	5
2.3 Formation des SPD	7
2.4 Paramètres affectant la formation des SPD.....	8
2.4.1 Matière organique naturelle.....	8
2.4.2 Ions bromures	11
2.4.3 Température.....	11
2.4.4 Dose de désinfectant et concentration résiduelle.....	12
2.4.5 pH	13
2.4.6 Temps de séjour.....	14
2.5 Aspects toxicologiques des SPD.....	15
2.6 Aspects réglementaires au Canada et au Québec.....	16
2.7 Stratégies de réduction des THM.....	17
2.8 Modélisation des THM	19
3. Objectifs de la recherche.....	24
4. Méthodologie.....	25
4.1 Cas à l'étude et stratégie d'échantillonnage.....	25
4.1.1 Choix des sites d'échantillonnage	27
4.1.2 Description des sites.....	28
4.1.3 Fréquence d'échantillonnage.....	29
4.1.4 Paramètres caractérisés et protocole de prélèvement des échantillons.....	29
4.2 Analyses des paramètres de la qualité de l'eau.....	31

4.3 Procédure d'analyse des SPD.....	33
5. Résultats.....	36
5.1 Paramètres de la qualité de l'eau.....	36
5.2 Évolution du COT et de l'UV-254.....	39
5.3 Distribution des THM.....	41
5.4 Portrait de l'évolution spatio-temporelle des THMT.....	45
5.4.1 Évolution spatiale des THMT.....	45
5.4.2 Évolution temporelle des THMT.....	52
5.5 Modélisation des THMT.....	56
5.5.1 Corrélations entre les THMT et les autres paramètres.....	56
5.5.2 Développement de modèles prédictifs.....	60
5.5.3 Analyse de sensibilité.....	73
5.5.4 Utilité des résultats.....	78
6. Conclusions et recommandations.....	80
7. Références bibliographiques.....	83
Annexe A: Adresse postale de chaque site d'échantillonnage.....	90
Annexe B : Caractéristiques des <i>modèles par système</i> non retenus.....	91
Annexe C : Caractéristiques des <i>modèles par système</i> développés sans la variable THMT ₀ ...92	92

Liste des tableaux

Tableau 1 - Principaux désinfectants utilisés et SPD associés	6
Tableau 2 - Formation des principaux SPD selon le pH de l'eau.....	14
Tableau 3 - Variables généralement utilisées dans les modèles prédictifs	20
Tableau 4 - Caractéristiques des systèmes de distribution d'eau potable.....	26
Tableau 5 - Identification des points d'échantillonnage.....	28
Tableau 6 - Paramètres mesurés à chaque site d'échantillonnage	32
Tableau 7 - Paramètres d'analyse par CG	34
Tableau 8 - Composés détectés et temps de rétention associés	34
Tableau 9 - Données de validation du protocole analytique des THM.....	35
Tableau 10 - Paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau.....	37
Tableau 11 - Variations saisonnières des THMT à l'extrémité de chaque réseau.....	53
Tableau 12 - Matrices de corrélation des paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau	57
Tableau 13 - Comparaison entre trois structures différentes pour les <i>modèles par système</i> .	63
Tableau 14 - Caractéristiques des <i>modèles par système</i>	65
Tableau 15 - Caractéristiques des <i>modèles par point</i> et du <i>modèle global</i>	66

Liste des figures

Figure 1 - Unité de traitement conventionnelle	4
Figure 2 - Répartition des réseaux et de la population desservie selon le type de traitement au Québec.....	7
Figure 3 - Réaction de formation des trihalométhanes.....	8
Figure 4 - Évolution des SPD et du chlore résiduel libre dans un réseau de distribution.....	13
Figure 5 - Paramètres de qualité caractérisés.....	29
Figure 6 - Évolution des indicateurs de la MON à l'unité de traitement et dans le réseau de distribution : a) COT ; b) UV-254.....	40
Figure 7 - Distribution des quatre espèces de THM présents dans les réseaux de distribution	42
Figure 8 – Évolution spatiale des THMT	46
Figure 9 – Portrait de l'évolution spatiale du chlore résiduel libre	50
Figure 10 - Comparaison entre la variation des THMT et la variation de la température de l'eau pour la période de l'étude.....	54
Figure 11 – Performances des modèles développés pour le système de Beauport.....	68
Figure 12 – Performances des modèles développés pour le système de Charlesbourg.....	69
Figure 13 – Performances des modèles développés pour le système de Lévis.....	70
Figure 14 – Performances des modèles développés pour le système de Québec	71
Figure 15 – Performances des modèles développés pour le système de Ste-Foy.....	72
Figure 16 – Analyse de sensibilité des <i>modèles par système</i>	74
Figure 17 – Analyse de sensibilité du <i>modèle par système</i> pour Québec.....	76
Figure 18 – Analyse de sensibilité du <i>modèle par système</i> pour Québec.....	77

1. Introduction

Dès le début du 20^{ième} siècle, la désinfection de l'eau potable par le chlore a été utilisée afin de réduire de façon importante les maladies infectieuses d'origine hydrique. Ce n'est que lors des années 1970 que des chercheurs découvrirent la présence de substances toxiques, produits secondaires de la désinfection par le chlore. Dans plusieurs pays, certains de ces sous-produits sont désormais réglementés quant à leur concentration maximale permise dans les réseaux de distribution d'eau potable.

Parmi ces sous-produits, les mieux connus sont sans doute les trihalométhanes (THM). Les composés spécifiques de cette catégorie sont le chloroforme (CHCl_3), le bromodichlorométhane (CHBrCl_2), le dibromochlorométhane (CHBr_2Cl) et le bromoforme (CHBr_3). Les THM ont été identifiés comme des substances cancérigènes chez l'animal et ils sont considérés comme potentiellement cancérigènes chez l'humain. Au Québec, la concentration maximale autorisée pour les THM est de 350 $\mu\text{g/L}$, mais un projet de règlement vise à abaisser les niveaux permis à 80 $\mu\text{g/L}$ (Gouvernement du Québec, 2000). De plus, cette valeur sera basée sur une moyenne saisonnière.

Dans ce contexte de resserrement des normes relativement à ces sous-produits, une meilleure connaissance de leur présence et de leur évolution à travers le réseau de distribution s'avère nécessaire. Présentement, il y a un manque d'informations concernant les niveaux de THM dans les systèmes de distribution d'eau du Québec.

De même, il y a un manque de connaissances de la capacité des unités de traitement existantes à se conformer aux normes proposées. En effet, il y a encore plusieurs réseaux au Québec qui distribuent une eau chlorée n'ayant subi aucun traitement physico-chimique préalable. Ces réseaux sont les plus susceptibles de ne pouvoir respecter les normes projetées.

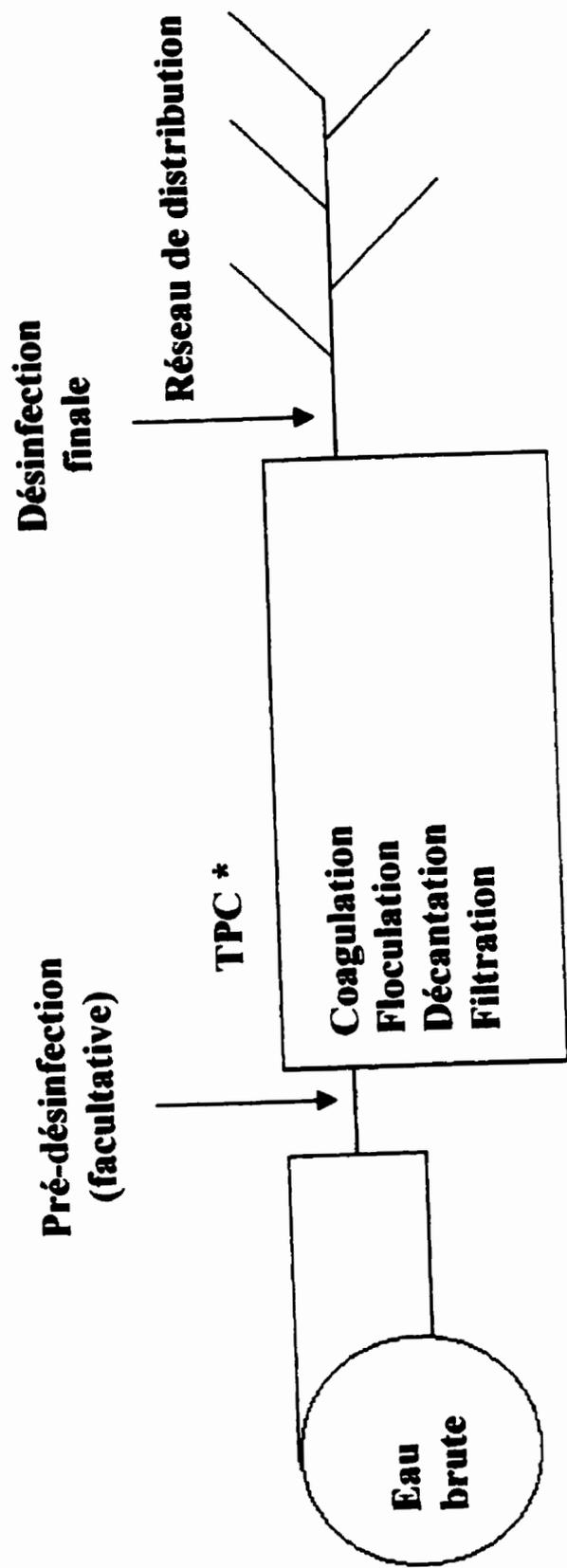
L'objectif de la recherche consiste d'une part, à dresser un portrait de l'évolution spatio-temporelle des THM en réseau de distribution et, d'autre part, à modéliser cette évolution. Les cas à l'étude sont des réseaux de la région de Québec. La méthodologie employée consiste, dans un premier temps, à générer une base de données sur les THM et sur les facteurs responsables de leur formation dans des réseaux distribuant une eau provenant de sources d'eau brute diverses et subissant différents traitements physico-chimiques. Dans un deuxième temps, il s'agit de développer des modèles qui décrivent cette évolution en fonction d'autres paramètres de la qualité de l'eau et des paramètres opérationnels des usines de traitement.

2. Problématique

Les sous-produits de la désinfection (SPD) sont formés dès l'ajout du désinfectant dans l'eau. Leur formation continue dans le réseau lorsqu'il y a présence, en quantité suffisante, de matière organique naturelle (MON) et de désinfectant résiduel. Les SPD revêtent une importance particulière en traitement de l'eau en raison de leur toxicité potentielle. Les types de SPD pouvant être formés dépendent des désinfectants ajoutés et du type de matière organique présent. De plus, leur formation, pour un désinfectant donné, est fonction de plusieurs facteurs dont la qualité de l'eau traitée (concentration de MON et d'ions bromures), les paramètres opérationnels à l'usine (température, pH et dose du désinfectant) et le temps de séjour de l'eau désinfectée dans le réseau de distribution.

2.1 Désinfection de l'eau

La figure 1 schématise une unité de traitement d'eau potable typique. L'eau brute est d'abord pompée pour subir généralement une prédésinfection. Cette étape permet d'oxyder une grande partie de la matière organique et inorganique, de diminuer la charge bactérienne et de faciliter les traitements ultérieurs (Schulz et Okun, 1984). Un traitement physico-chimique (TPC) est par la suite appliqué. Généralement, cette étape consiste à ajouter une solution d'alun ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) ou de chlorure de fer (FeCl_3) pour coaguler, flocculer et ensuite faciliter la décantation de la matière colloïdale (Childress et al., 1999 ; Randtke, 1988). L'eau est ensuite filtrée pour enlever les particules en suspension n'ayant pas décanté. L'effluent traité est finalement désinfecté pour être distribué à la population. Un ajustement de pH se fait généralement avant le TPC afin d'optimiser les conditions de coagulation et à la fin du traitement dans le but d'obtenir une eau légèrement entartrante, ce qui permet de protéger les conduites contre la corrosion (Faust et Aly, 1998).



* TPC : Traitement physico-chimique

Figure 1 - Unité de traitement conventionnelle

La désinfection de l'eau a deux effets bénéfiques: d'une part, elle permet d'inactiver les micro-organismes pathogènes pouvant être nuisibles à la santé humaine ; d'autre part, elle permet de laisser un résiduel du désinfectant dans le réseau de distribution, prévenant ainsi une éventuelle re-croissance bactérienne (Oxenford, 1996). Par contre, l'utilisation d'un désinfectant a comme principal désavantage, tel que mentionné précédemment, la formation de sous-produits qui sont potentiellement cancérigènes pour l'être humain.

2.2 SPD et types de désinfectant

Différents types de SPD peuvent être formés dans l'eau potable selon le type de désinfectant utilisé. Les désinfectants les plus utilisés lors du traitement de l'eau sont le chlore sous forme gazeuse (Cl_2) ou liquide (HOCl), la monochloramine (NH_2Cl), l'ozone (O_3) et le bioxyde de chlore (ClO_2). Le tableau 1 présente une liste des principaux désinfectants associés aux principaux SPD formés.

Le chlore est un agent désinfectant puissant en plus d'être économique. Il permet la destruction de germes pathogènes, mais en plus, il a l'avantage de laisser un résiduel dans le réseau. Par contre, il engendre des inconvénients organoleptiques évidents en plus de produire de grandes concentrations de sous-produits chlorés (Droste, 1997). La chloramine a l'avantage de produire des concentrations moins élevées de sous-produits, mais son effet bactéricide est moins puissant comparativement au chlore (Gomella et Guerrée, 1973). Le bioxyde de chlore a comme principal désavantage la formation de sous-produits toxiques inorganiques tels que les chlorites et les chlorates (Oxenford, 1996). Finalement, l'ozone est un agent oxydant très puissant, mais il ne laisse pas de résiduel dans le réseau et nécessite tout de même une post-désinfection (Oxenford, 1996).

Tableau 1 - Principaux désinfectants utilisés et SPD associés

Désinfectant	SPD
Chlore	Trihalométhanés (THM) Acides haloacétiques (AHA) Haloacétonitriles (HAN) Halopicrine Halocétones
Chloramine	Acides haloacétiques (AHA) Nitrite/Nitrate Halocétones (HK) * Trihalométhanés (THM) *
Bioxyde de chlore	Chlorite Chlorate
Ozone	Bromate Carbone organique biodégradable Aldéhydes Acides cétoaldéhydriques Bromoformes Péroxydes Époxydes

* Si formé par chloration suivie de l'ajout de chloramine

Source : Adapté de Oxenford, 1996

Au Québec, l'agent désinfectant le plus utilisé est le chlore. En effet, la plupart des eaux de surface subissent au cours de leur traitement une chloration. La figure 2 présente la répartition des réseaux et de la population desservie pour chaque type de traitement. Le traitement complet correspond à une unité de traitement ayant au moins une floculation, une décantation et une filtration. L'eau n'ayant subi aucun traitement provient généralement d'une source d'eau souterraine. Actuellement, il y a près de 400 municipalités (29 % des réseaux et 15% de la population) qui s'approvisionnent en eau de surface directement chlorée (Gouvernement du Québec, 1997). Ce type de traitement représente une situation problématique puisqu'une eau brute non traitée nécessite un ajout de chlore plus considérable pour oxyder la MON, inactiver les micro-organismes pathogènes et assurer un résiduel de désinfectant suffisant dans le réseau de distribution.

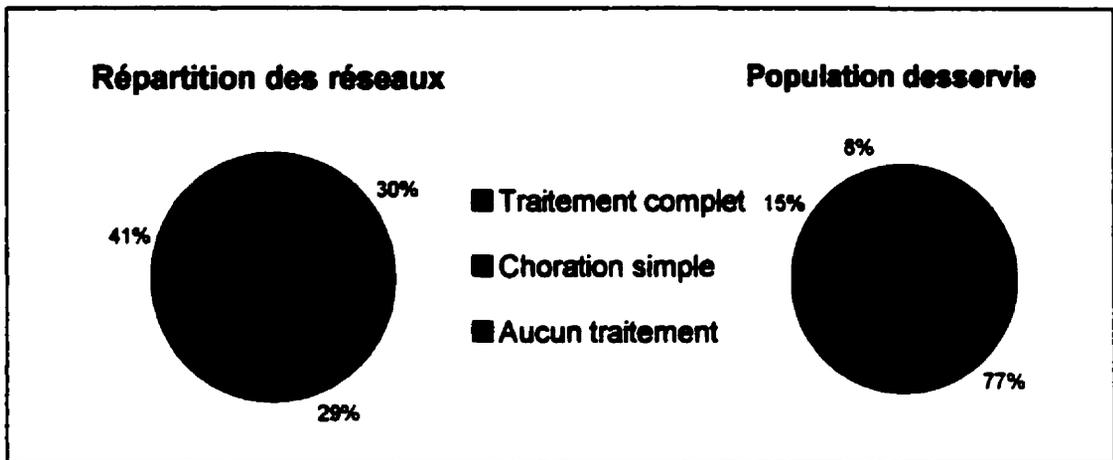


Figure 2 - Répartition des réseaux et de la population desservie selon le type de traitement au Québec

2.3 Formation des SPD

La formation des sous-produits de la désinfection est le résultat d'une réaction entre l'agent désinfectant et la MON, constituée en grande partie de substances humiques. Cette réaction débute dès l'ajout du désinfectant dans l'eau et se termine lorsqu'il n'y a plus de désinfectant ou de MON pour réagir (Singer, 1999). En 1977, Rook proposa un mécanisme de formation des trihalométhanes à partir de molécules de type résorcinol (figure 3).

L'oxydation par l'acide hypochloreux (HOCl) permet une halogénéation et une ouverture du cycle aromatique. Par la suite, un clivage de la molécule en *a* forme les trihalométhanes. Le clivage en *b* par l'insertion d'un hydroxyde permet la formation d'un acide haloacétique tandis que le clivage en *c* forme des halocétones. La réaction de formation des SPD est affectée par plusieurs paramètres dont la température, le pH de l'eau, la quantité de MON présente dans l'eau, la concentration en ions bromures, la dose de désinfectant et le temps de contact entre le désinfectant et la MON (temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution).

carboxyliques et de groupements carbonyles (Croué et al., 1993; Krasner et al., 1996). Les acides fulviques sont de poids moléculaires inférieurs aux acides humiques. Leur concentration en carbones aromatiques est moindre que celle des acides humiques, cependant les concentrations en groupements carbonyles et acides carboxyliques des acides fulviques sont supérieures à celles des acides humiques (Croué et al., 1993).

Les acides fulviques représentent la fraction majoritaire de la MON, soit près de 50% comparativement à la fraction des acides humiques qui est de 5% (Andrew, 1996). Les acides humiques favorisent la formation des SPD à cause de leur plus grande concentration en carbone aromatique (Singer, 1999), mais puisque les acides fulviques sont plus présents dans la MON, les SPD sont principalement formés par ces derniers.

Les indicateurs de matières organiques les plus utilisés sont le carbone organique total (COT) et l'absorbance ultraviolet à une longueur d'onde spécifique, soit 254 nm (UV-254) (Galapate et al., 1999). Le rapport entre l'UV-254 et le COT serait un bon indicateur de substances humiques dans la MON (Chin et al., 1994). En effet, l'UV-254 est un indicateur des liens aromatiques contenus dans les substances humiques, soit la réactivité de la MON (Amy et al., 1987 ; Li et al., 2000) tandis que le COT est un indicateur de la quantité de MON disponible pour la réaction.

La MON est directement affectée par le traitement physico-chimique appliqué à l'eau brute à l'usine de traitement. Le traitement permet l'enlèvement de la MON, donc réduit la formation des SPD. Trois techniques efficaces de l'enlèvement de la MON sont la coagulation améliorée (sur-coagulation), la filtration sur charbon activé granulaire (CAG) et la filtration sur membrane. Le but de la coagulation améliorée est l'enlèvement de la turbidité et de la MON de façon simultanée. Ces deux objectifs s'atteignent en modifiant les conditions de la coagulation autant au niveau du type de coagulant que de sa dose et du pH de l'eau. Les deux principaux coagulants utilisés sont le chlorure de fer et le sulfate d'aluminium. Une plus grande quantité de coagulant dans l'eau favorise la formation de floccs. Un pH moins élevé réduit la densité de charge des substances humiques, ce qui les

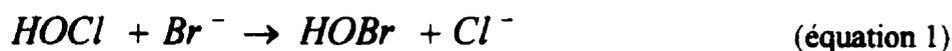
rend plus hydrophobes, donc plus adsorbables (Droste, 1997). Ces conditions peuvent être déterminées en laboratoire à l'aide de « jar-test ». Par contre, il a été démontré que ce type de traitement favorise l'enlèvement de certaines fractions de la MON, préférablement les acides humiques et la MON de haut poids moléculaire (Owen et al., 1993).

La filtration sur CAG permet un enlèvement efficace de la MON, mais cette technique n'enlève pas suffisamment d'organismes pathogènes présents dans l'eau et nécessite une pré-oxydation. Toutefois, il n'est pas conseillé d'utiliser le chlore en pré-oxydation puisque le CAG adsorbe les sous-produits de la chloration. Cette adsorption nécessiterait une régénération fréquente du CAG, ce qui ne serait pas pratique dans une usine de traitement (USEPA, 1992). L'ozone peut être utilisé en pré-oxydation et il permet en plus d'améliorer l'enlèvement des précurseurs de SPD.

La filtration sur membrane permet d'enlever plus de 90% des précurseurs de SPD en plus d'éliminer la majorité des organismes pathogènes présents dans l'eau. Cette technique est toutefois la plus coûteuse puisqu'elle produit une grande quantité de déchets liquides et nécessite de fréquents nettoyages (USEPA, 1992). Pour les eaux de surface, la filtration sur membrane doit préférablement suivre les autres procédés de filtration pour éviter de colmater la membrane.

2.4.2 Ions bromures

La présence d'ions bromures affecte la spéciation des SPD et leur vitesse de formation (Trussell et Umphress, 1978). Les bromures sont oxydés par l'acide hypochloreux pour former l'acide hypobromeux, lequel réagit ensuite en combinaison avec l'acide hypochloreux pour former des sous-produits bromés selon les réactions suivantes :



L'acide hypobromeux réagit plus facilement avec la MON que l'acide hypochloreux puisqu'il est un agent de substitution halogène plus efficace (Amy et al., 1991). Ces chercheurs ont observé par des tests de potentiel de formation des THM qu'en général, moins de 10% du HOCl était incorporé dans les THM (THM-Cl) tandis que pour le HOBr (THM-Br), ce pourcentage s'élevait à près de 50%.

2.4.3 Température

Comme la plupart des réactions chimiques, la température influence la formation des SPD. Dans le cas de la formation des trihalométhanés, une température plus élevée favorise la vitesse de réaction entre le chlore résiduel et la MON. C'est une des raisons pour lesquelles les concentrations de THM sont généralement plus élevées en été qu'en hiver (Montgomery, 1991; Rousseau, 1993).

Les variations saisonnières sont intimement liées aux variations de la température. En plus d'affecter la vitesse de réaction responsable de la formation des SPD, les conditions saisonnières influencent également la disponibilité des précurseurs (MON) ainsi que leur composition. Par exemple, le régime thermique des eaux de surface, phénomène typique du

printemps et de l'automne, contribue à l'augmentation de la charge organique de l'eau brute. De la même façon, le dégel et les événements pluvieux favorisent le ruissellement de la matière organique vers les cours d'eau (El-Dib et Ali, 1995). Finalement, le gel hivernal constitue une barrière physique contre la pollution des cours d'eau par la matière organique.

2.4.4 Dose de désinfectant et concentration résiduelle

La dose de désinfectant appliquée à l'eau durant le traitement affecte directement la formation des sous-produits. En plus de favoriser leur formation, la dose de désinfectant affecte la spéciation des SPD et leur importance relative (Singer, 1994). Par exemple, une dose plus élevée favoriserait la formation d'acides haloacétiques au lieu des THM. De même, une dose de chlore plus élevée favorise la formation de sous-produits chlorés par rapport aux sous-produits bromés autant pour les THM que les AHA.

Le chlore résiduel libre dans le réseau de distribution contribue directement à la formation des sous-produits de désinfection. Il apparaît qu'à mesure que le chlore résiduel libre diminue dans le réseau, la concentration en SPD augmente. La figure 4 présente cette observation. Il semble aussi que plus la concentration de chlore résiduel libre est faible, moins la formation en SPD est importante. Cette observation est expliquée par le fait que la vitesse de formation des SPD dépend probablement de la concentration du chlore résiduel libre.

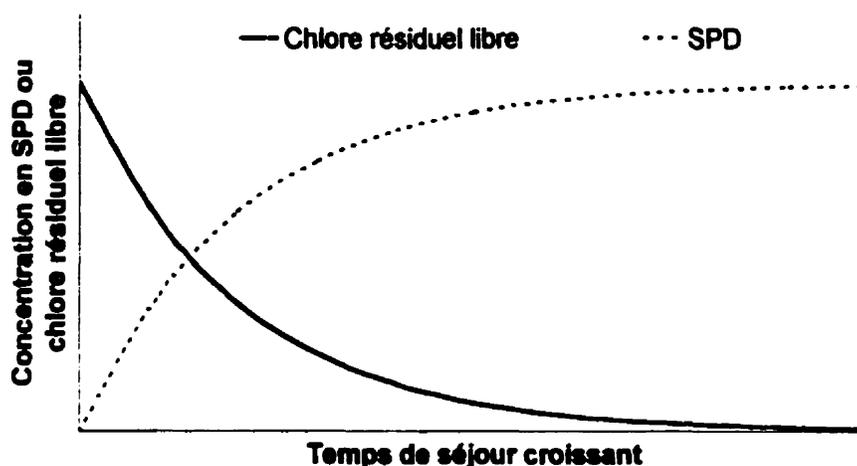


Figure 4 - Évolution des SPD et du chlore résiduel libre dans un réseau de distribution

2.4.5 pH

Le pH conditionne les caractéristiques des réactions chimiques responsables de la formation des SPD. La réaction responsable de la formation des THM se fait en deux étapes : d'une part, la cinétique de la première étape est favorisée par la présence de la forme non ionisée de l'acide hypochloreux (HOCl) à pH acide; d'autre part la deuxième étape est une hydrolyse catalytique en milieu basique favorisée lorsque le pH de l'eau est plus élevé. Puisque, en fin de compte, la deuxième étape est déterminante, la formation des THM est favorisée à un pH de l'eau plus élevé (Krasner, 1999). Par contre, le pH affecte différemment les autres SPD (tableau 2).

Tableau 2 - Formation des principaux SPD selon le pH de l'eau

SPD	pH = 5	pH = 7	pH = 9.4
Trihalométhanes	Faible		Élevée
Acide trichloroacétique	Comparable		Faible
Acide dichloroacétique	Comparable; peut-être favorisé à pH=7		
Chloral hydrate	Comparable		Importante dans les premières 4 heures; dégradation ensuite
Dichlopropanone	Élevée	Importante dans les premières 4 heures; dégradation ensuite	Faible
1,1,1-trichloropropanone	Élevée	Faible	Non détecté

Source : Adapté de Krasner, 1999

2.4.6 Temps de séjour

Le temps de séjour dans le réseau est un paramètre fondamental de la formation des SPD. Il correspond au temps de réaction entre le désinfectant et la MON. Plus ce temps est élevé, plus la concentration en SPD sera importante (figure 4). Tel que mentionné précédemment, il semble que la vitesse de formation soit rapide en début de réaction et qu'elle tende à ralentir à mesure que le chlore résiduel libre est consommé (Garcia-Villanova et al., 1997b). La concentration en SPD peut donc devenir considérable dans les extrémités des réseaux de distribution d'eau potable où le temps de séjour excède parfois 24 heures.

2.5 Aspects toxicologiques des SPD

Depuis la découverte des SPD par Rook en 1971, leurs effets sur la santé ont été rapidement identifiés par des études épidémiologiques et toxicologiques. Les études toxicologiques analysent le risque sur les animaux de laboratoire en les exposant à différentes doses d'un produit spécifique. Ces données sont par la suite extrapolées à l'humain, ce qui permet de déterminer une dose associée à un risque non-négligeable à la santé. Les études épidémiologiques ont l'avantage, par rapport aux études toxicologiques, d'évaluer le risque associé à l'exposition des THM à partir d'observations effectuées chez l'humain. Elles évaluent ainsi le risque pour la santé humaine découlant de l'ingestion de doses réalistes. Elles permettent aussi d'évaluer le risque associé à l'exposition aux quatre THM simultanément.

Les recherches toxicologiques et épidémiologiques ont permis de classifier les quatre THM dans les différentes catégories de la classification cancérigène de l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA, 1994). Le chloroforme, le bromodichlorométhane et le bromoforme appartiennent au groupe 2B, ce qui signifie que ces composés sont potentiellement cancérigènes pour l'humain (évidences suffisantes pour les animaux et données inadéquates pour les humains). Le dibromochlorométhane, fait partie du groupe C, donc ce composé est un cancérigène possible pour l'humain (données limitées pour les animaux et absence de données pour les humains).

Des études toxicologiques ont démontré que la présence de THM dans l'eau potable peut causer le cancer chez les animaux en laboratoire. Il a été observé en 1976 que le chloroforme pouvait causer des tumeurs au foie et aux reins chez les souris par voie orale (NCI, 1976). À des doses plus faibles, le chloroforme induirait des tumeurs aux reins, mais non au foie chez les rats (Jorgenson et al., 1985). Le bromodichlorométhane peut causer des tumeurs au gros intestin ainsi que des tumeurs rénales chez les rats et les souris (NTP, 1987). Le dibromochlorométhane produirait des lésions du foie et des reins pour une

exposition prolongée à doses élevées (NTP, 1985). Quant au bromoforme, il provoquerait, à fortes doses, des tumeurs au gros intestin chez les rats, mais non aux souris (NTP, 1989).

Les études épidémiologiques constatent un accroissement du risque du cancer de la vessie lié à la consommation de l'eau potable (Craun, 1985; King et Marret, 1996). D'autres études ont porté plus particulièrement sur les effets de l'exposition aux THM sur la reproduction et le développement. Jusqu'à ce jour, les preuves de ces effets sont minces (Santé Canada, 1998). Toutefois, il semble y avoir un lien entre l'exposition aux THM et les avortements spontanés (Swan et al., 1998; Waller et al., 1998). D'autres études démontrent une relation entre l'exposition aux SPD et le poids à la naissance, les retards de croissance, les malformations du tube neural et les fissures labio-palatines (Bove et al., 1995).

Compte tenu de la méthodologie utilisée, il y a plusieurs différences entre les données relatives aux études toxicologiques et celles liées aux études épidémiologiques. Quelle que soit la méthode pour déterminer les risques associés aux sous-produits de la désinfection, ceux-ci sont relativement faibles, mais étant donné la grande population exposée à l'eau chlorée, leurs effets sur la santé ne sont pas négligeables.

2.6 Aspects réglementaires au Canada et au Québec

Dans le but de réduire le plus possible les risques à la santé associés à l'ingestion d'eau chlorée, les gouvernements ont instauré des normes relatives à la présence de SPD. Ces normes sont un compromis entre la réduction des risques pour la santé et la faisabilité technologique et économique des unités de traitement permettant de les respecter.

Au Canada, depuis 1978, la valeur recommandée pour les concentrations de trihalométhanes totaux (THMT) est de 350 µg/L. Cette valeur était une donnée ponctuelle à

ne jamais dépasser. Depuis 1996, la concentration maximale acceptable provisoire est de 100 µg/L (Santé Canada, 1996). Cette valeur est basée sur une moyenne annuelle d'échantillons trimestriels.

En 1984, le gouvernement du Québec réglementa la qualité de l'eau potable en appliquant la plupart des recommandations faites par Santé Canada (Gouvernement du Québec, 1984). La norme pour les THMT est actuellement de 350 µg/L, mais elle sera prochainement modifiée. La norme proposée en juillet 2000 (Gouvernement du Québec, 2000) de 80 µg/L pour les THMT est basée sur une moyenne annuelle de quatre échantillons trimestriels prélevés avec un interval minimal de 2 mois, à l'extrémité d'un réseau de distribution, où les concentrations en THM sont potentiellement plus élevées. Ces changements démontrent une prise de conscience de la part des gouvernements face à la problématique de la formation des SPD dans l'eau potable.

2.7 Stratégies de réduction des THM

Il existe diverses solutions permettant de réduire les concentrations de THM dans les réseaux de distribution d'eau potable. Il est possible d'agir au niveau de la source d'eau brute, de l'efficacité du traitement et de la stratégie de désinfection. Cependant, l'application de ces solutions peut s'avérer coûteuse et ne pas être à la mesure des capacités financières de certaines municipalités.

Une première stratégie possible consiste à remplacer la source d'eau brute par une source dont l'eau serait moins chargée en MON, par exemple, une eau souterraine. En effet, une faible concentration en MON réduirait la formation de THM dans l'eau chlorée. Par contre, il n'est pas toujours facile de trouver une source d'eau avec des teneurs faibles en MON à une distance raisonnable des municipalités et qui pourrait assurer les débits nécessaires à l'approvisionnement de la population.

La deuxième stratégie consiste à modifier ou à améliorer le traitement de l'eau brute de sorte à diminuer la concentration en MON disponible avant la chloration. L'ajout d'un traitement physico-chimique diminuerait considérablement les précurseurs de THM. Tel que mentionné auparavant, les traitements les plus appropriés pour y arriver sont la coagulation/floculation conventionnelle, la coagulation améliorée, la filtration sur CAG et la filtration sur membrane. De plus, une eau traitée de meilleure qualité permettrait en même temps de réduire les doses de chlore ajoutées à l'usine puisque la demande de chlore serait moindre dans le réseau. Par contre, l'installation de procédés de traitement supplémentaires ou l'aménagement d'une nouvelle filière de traitement physico-chimique sont généralement des solutions trop coûteuses pour être appliquées à certaines municipalités.

La troisième solution consiste à améliorer la stratégie de désinfection. D'une part, puisque les THM sont essentiellement formés par l'acide hypochloreux (HOCl), le chlore pourrait être remplacé par l'ozone ou par un autre désinfectant tel que le bioxyde de chlore ou les chloramines. Tel que mentionné auparavant, l'ozone est un désinfectant très efficace, mais puisqu'il n'assure pas de désinfectant résiduel, une chloration de l'eau avant la distribution dans le réseau serait quand même nécessaire. La chloration ou l'ozonation de l'eau sont aussi nécessaires lors de l'utilisation de chloramines, car ces désinfectants ont un faible pouvoir bactéricide. Quant au bioxyde de chlore, il a le désavantage de produire une autre catégorie de sous-produits, les chlorites et les chlorates. Par contre, ces désinfectants peuvent être utilisés lors du pré-traitement au lieu du chlore (à l'exception des chloramines), ce qui minimiserait la formation de THM avant le traitement physico-chimique. D'autre part, lorsque le chlore est utilisé comme désinfectant, il est possible de favoriser les conditions dans lesquelles les doses de chlore pourraient être réduites sans compromettre l'efficacité d'inactivation des micro-organismes, donc sans augmenter le risque microbiologique. Des solutions envisageables sont de mieux contrôler le pH ou de modifier l'endroit où il est ajusté à l'usine; il est aussi possible de réduire les doses de chlore tout en maintenant des conditions de désinfection efficaces (facteur CT¹) en améliorant les conditions hydrauliques dans le bassin de mélange du chlore (Connell, 1996). L'utilisation d'une rechloration en réseau qui permette de réduire la dose du désinfectant ajoutée à l'usine peut aussi être une stratégie envisageable.

¹ Facteur CT : Critères d'opération pour l'inactivation des micro-organismes (produit du désinfectant résiduel et du temps d'exposition de l'eau)

2.8 Modélisation des THM

Afin d'identifier les paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau qui ont le plus d'influence sur la formation des THM dans un réseau de distribution, il est possible de développer des modèles explicatifs et prédictifs. Une fois ces paramètres identifiés, il est possible de déterminer les stratégies favorisant la réduction de la formation des THM. La littérature présente deux types d'approches afin de générer des données servant à la réalisation des modèles. La première consiste à prélever des échantillons d'eau brute, à simuler le traitement en laboratoire et à mesurer les THM formés (expériences en *batch*). Cette méthode a l'avantage de permettre aux chercheurs de contrôler les paramètres opérationnels lors de l'expérimentation et ainsi déterminer l'influence respective de ces paramètres sur la formation des THM. La deuxième approche consiste à mesurer les THM à partir d'échantillons prélevés directement dans le réseau de distribution ou à l'usine lors du traitement de l'eau potable. Cette méthode a l'avantage de collecter des données très représentatives sur les THM formés à partir de conditions réelles de traitement. Il est toutefois difficile d'établir une base de données importante à partir de cette méthode. De plus, l'estimation du temps de séjour de l'eau dans le réseau est une tâche complexe.

La plupart des modèles de formation des THM présentés dans la littérature ont été développés à l'aide de données générées en conditions contrôlées (Rodriguez et al., 2000). Par contre, la faisabilité de leur application pour des conditions de distribution en réseau n'a pas encore été évaluée. Actuellement, il y a très peu de modèles proposés dans la littérature pour les conditions réelles de réseaux de distribution; c'est le type de modèle qui sera développé dans le cadre de ce mémoire.

Dans cette section, nous nous intéressons plus particulièrement aux modèles développés à l'aide de données générées sur le terrain. Pour chaque modèle recensé dans la littérature, nous donnons le coefficient de détermination (r^2), le nombre d'observations (n), les avantages et les désavantages. Les variables utilisées dans ces équations sont présentées au tableau 3. Les modèles sont décrits selon leur ordre chronologique dans la littérature.

Tableau 3 - Variables généralement utilisées dans les modèles prédictifs

Abbreviations	Paramètres	Unités
TTHM	Trihalométhanes totaux	µg/L
pH	pH	
TOC	Carbone organique total	mg/L
t	Temps de contact	heure
D	Dose de chlore	mg/L
CHCl ₃	Chloroforme	µg/L
T	Température	°C
Br	Ions bromures	µg/L ou mg/L

Lou et Chiang (1994) proposèrent un modèle prédisant les concentrations de THMT dans un réseau de distribution de Taïwan. L'équation proposée est la suivante:

Équation 3

$$TTHM = (TTHM_0) + 7,01(pH - 2,3)^{0,11} (NVTOC)^{1,06} (t)^{0,748} (D)^{0,764} (\beta)$$

Où NVTOC est le carbone organique total non-volatil

n = 16 ; r² = non disponible dans l'article

TTHM₀ représente la formation initiale des THMT de l'eau pré-chlorée après la filtration tandis que β représente une variable dépendante de la distribution de l'eau dans le réseau de distribution (comprenant elle-même des variables de temps et de dispersion adimensionnelles).

Ibarluzea et al. (1994) proposèrent un modèle afin de prédire les concentrations de chloroforme à partir d'échantillons prélevés à différentes étapes d'une unité de traitement. L'étude a été faite à San Sebastian en Espagne. L'équation proposée est la suivante :

Équation 4

$$CHCl_3 = 10,8 + 0,04(Flu) + 1,16(pH) + 0,12(T) + 1,91(C_o)$$

Où C_o = Chlore résiduel libre après post-chloration

$$n = 12 ; r^2 = 0,82$$

Ce modèle a la particularité d'utiliser comme paramètre indicateur de MON la fluorescence (Flu) contrairement à la plupart des modèles qui utilisent le COT et l'absorbance UV.

En 1997, Garcia-Villanova et ses collaborateurs élaborèrent un modèle à partir d'échantillons réels prélevés à 11 reprises dans 6 points d'un réseau de distribution. Le modèle prédit les concentrations de chloroforme à des points bien précis dans le réseau :

Équation 5

$$\ln(CHCl_3) = 0,81 + 0,63Y + 6,02 \times 10^{-4}(T)^3 - 2,4(T)^4 + 0,029(pH)^2 + \alpha + \varepsilon$$

$$n = 66 ; r^2 = 0,86$$

« Y » est une variable catégorielle représentant l'année d'échantillonnage; α est une autre variable catégorielle qui dépend du site de prélèvement et ε représente une erreur aléatoire. Ce modèle a comme principal désavantage de ne prédire que le chloroforme dans des sites de prélèvement particuliers, donc il est pratiquement impossible d'appliquer ce modèle à un autre réseau de distribution. De plus, il n'utilise que la température et le pH comme variables prédictives; il ne comprend pas de paramètres théoriquement explicatifs de la formation des THM tel qu'un indicateur de MON ni une variable relative à la dose de chlore ajoutée ou à la demande en chlore.

Plus récemment, un groupe de recherche a modélisé la formation des THMT dans quatre points d'une unité de traitement d'eau à Athènes en Grèce (Golfinopoulos et al., 1998). Le modèle considère comme variables prédictives la concentration d'ions bromures, le pH, la température et la dose de chlore ajoutée. Il utilise un indicateur de MON, la *chlorophylle a* (Chla). L'équation est la suivante :

Équation 6

$$TTHM = 13,5 \ln(Chla) - 14,5(pH) + 230(Br) - 140(Br)^2 - 25,3(S) + 110,6(Sp) - 6,6(T \times Sp) + 1,48(T \times D)$$

$$n = 88 ; r^2 = 0,98$$

Cette équation comprend deux variables catégorielles pour indiquer la saison d'échantillonnage, soit au printemps (Sp) ou en été (S). Ce modèle est difficilement applicable aux conditions québécoises parce que nos eaux de surface ont des concentrations très faibles en bromures (Levallois, 1997). Ensuite, il est très rare que la *chlorophylle a* soit utilisée comme indicateur de MON. Dans l'étude de Golfinopoulos et al. (1998), l'eau brute provenait d'un lac propice à la croissance d'algues, donc la mesure de la *chlorophylle a* était justifiée. De plus, les résultats de COT n'étaient pas inclus dans le modèle parce qu'ils n'étaient pas concluants. Finalement, bien que ce modèle soit fait à partir de données générées sur le terrain, les THM sont seulement mesurés dans différents points d'une unité de traitement et non dans le réseau de distribution.

Les modèles présentés ci-dessus se sont avérés utiles pour prédire les concentrations de THMT. Par contre, ces modèles sont spécifiques à un site en particulier et ne sont pas applicables en dehors des conditions dans lesquelles ils ont été développés. Même à l'intérieur de telles conditions, ces modèles ne font que prédire une tendance générale.

La littérature démontre que peu de recherches se sont attardées à comparer l'évolution spatio-temporelle des THM dans des réseaux de distribution dont le type d'eau brute et les

procédés de traitement sont différents. Également, peu d'efforts ont été déployés pour comprendre les facteurs en cause de l'évolution des THM. De même, tel que présenté auparavant, peu de modèles décrivent l'évolution spatio-temporelle des THM dans les réseaux de distribution. De tels modèles peuvent s'avérer des outils d'aide à la décision pour les opérateurs d'usine, leur permettant de simplifier et d'améliorer la gestion routinière de la qualité de l'eau potable distribuée.

3. Objectifs de la recherche

À ce jour, il y a un manque d'informations concernant la présence des THM dans les réseaux de distribution du Québec. Récemment, la formation des THM a été étudiée et modélisée pour le contexte de petites unités de traitement (Rodriguez et al, 1999a). Puisque le projet de Règlement sur la qualité de l'eau potable (Gouvernement du Québec, 2000) établit une concentration maximale permise pour les THM en extrémité de réseau et que cette concentration sera une moyenne annuelle basée sur une mesure à chaque trimestre, il s'avère important d'étudier les variations saisonnière et spatiale des THM dans les réseaux de distribution.

Ce projet de recherche vise, dans un premier temps, à dresser un portrait de l'évolution spatio-temporelle des THM dans les réseaux de distribution de la région de Québec et, dans un deuxième temps, à modéliser cette évolution en fonction des paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau traitée. Pour ce faire, nous devons développer une base de données diversifiée. Elle doit comprendre l'information sur les THM formés à partir d'eaux brutes et de traitements physico-chimiques différents.

4. Méthodologie

Cette section décrit les étapes suivies afin d'atteindre les objectifs mentionnés précédemment. La première étape de la recherche consiste à développer une base de données sur l'évolution spatio-temporelle des THM. Cette base de données doit en conséquence représenter, d'une part, les changements de la qualité de l'eau à travers les saisons et d'autre part, les changements de la qualité de l'eau entre l'usine de traitement et les extrémités du réseau de distribution. De plus, elle doit représenter certains paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau pouvant être en cause dans la formation des THM. La deuxième étape de la méthodologie consiste à bâtir des modèles prédictifs de l'évolution spatio-temporelle des THMT dans les réseaux de distribution.

4.1 Cas à l'étude et stratégie d'échantillonnage

Pour ce projet de recherche, cinq systèmes de distribution d'eau potable situés dans la grande région de Québec ont été sélectionnés. Il s'agit de ceux desservant les municipalités de Québec, Sainte-Foy, Charlesbourg, Beauport et Lévis. Le choix de ces systèmes permet de considérer quatre sources d'eaux brutes différentes qui subissent des traitements physico-chimiques différents. Le tableau 4 présente les caractéristiques générales de chaque système à l'étude.

Tableau 4 - Caractéristiques des systèmes de distribution d'eau potable

Municipalité	Sainte-Foy	Québec	Charlesbourg	Lévis	Beauport
Source d'eau brute	Fleuve Saint-Laurent (rive-nord)	Lac Saint-Charles	Lac des Érables	Fleuve Saint-Laurent (rive-sud)	Rivière Montmorency
Débit (moyenne annuelle)	56 000 m ³ /d	150 000 m ³ /d	19 000 m ³ /d	21 000 m ³ /d	55 000 m ³ /d
Traitement appliqué	Pré-ozonation TPC* Post-ozonation Post-chloration	Pré-chloration TPC* Post-ozonation Post-chloration	Chloration	Pré-chloration TPC* Post-chloration	Filtration sur sable Pré-chloration Ozonation Post-chloration

* TPC: Traitement physico-chimique (coagulation-décantation et filtration)

4.1.1 Choix des sites d'échantillonnage

Pour chaque système étudié, le choix des sites d'échantillonnage s'est fait en fonction du temps de séjour de l'eau dans le réseau, de sorte à obtenir des échantillons d'eau représentatifs de temps de réaction variables entre le chlore résiduel libre et la matière organique présente dans l'eau. Cependant, le temps de séjour est un paramètre difficilement mesurable dans un réseau de distribution d'eau potable. En effet, sa connaissance requiert une maîtrise suffisante du régime hydraulique du réseau, ce qui s'avère un objectif complexe principalement en raison des variations constantes de la demande en eau. Généralement, le temps de séjour de l'eau augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne géographiquement de l'usine de traitement.

Compte tenu qu'il n'était pas possible de faire un balancement hydraulique de chaque réseau pour obtenir l'information sur le temps de séjour, nous avons choisi les points d'échantillonnage en fonction de l'éloignement géographique et ce, à partir de l'usine jusqu'à l'extrémité du réseau. Pour chaque réseau, les points se trouvent sur une même ligne de distribution. L'eau s'écoulant du point en aval est la même que celle du point en amont et tous les points sont alimentés directement par l'usine de traitement, donc sans rechloration subséquente. Pour vérifier que les points d'échantillonnage représentent des temps de séjour variables, une campagne intensive de mesures du chlore résiduel libre a été réalisée dans chaque réseau de distribution. Ceci a permis de valider le choix des points puisque le chlore résiduel libre varie en fonction du temps de séjour.

4.1.2 Description des sites

Tout au long de cette thèse, les sites de prélèvement seront identifiés par une nomenclature spécifique utilisant deux lettres. La première lettre représente le système à l'étude tandis que la deuxième lettre représente l'emplacement de l'échantillon dans l'unité de traitement ou dans le réseau de distribution. Les différents types d'eau prélevés sont l'eau brute (b), l'eau pré-chlorée (p), l'eau traitée avant post-chloration (t), l'eau chlorée (c) et l'eau du réseau de distribution (r). Les sites d'échantillonnage sont présentés au tableau 5.

Tableau 5 - Identification des points d'échantillonnage

Localisation	Sainte-Foy	Québec	Charlesbourg	Lévis	Beauport
Eau brute	Sb	Qb	Cb	Lb	Bb
Eau brute Pré-chlorée	n.a.	Qp	n.a.	Lp	n.d.
Eau traitée (avant chloration)	St ₁ St ₂	Qt	n.a.	Lt	Bt
Eau chlorée	Sc ₁ * Sc ₂ ** Sc ₃ ***	Qc	Cc	Lc	Bc (3,1)
Réseau de Distribution	Sr ₁ (6,5) Sr ₂ (6,9) Sr ₃ (7,7)	Qr ₁ (1,6) Qr ₂ (13,7) Qr ₃ (19,2) Qr ₄ (20,8) Qr ₅ (21,3)	Cr ₁ (5,0) Cr ₂ (6,6) Cr ₃ (9,0)	Lr ₁ (0,3) Lr ₂ (1,5) Lr ₃ (3,6)	Br ₁ (5,2) Br ₂ (9,4)

Entre parenthèses, la distance des sites (en Km) à partir de l'usine de traitement

n.a. : ne s'applique pas

n.d. : non disponible

* immédiatement après la chloration

** à l'intérieur du réservoir

*** à la sortie du réservoir, avant la distribution dans le réseau

N.B. : L'adresse postale de chaque site d'échantillonnage est spécifiée à l'annexe A.

4.1.3 Fréquence d'échantillonnage

Pour établir le portrait des THM et des autres paramètres de la qualité de l'eau dans les systèmes de distribution des municipalités mentionnées, une campagne d'échantillonnage a été préparée se déroulant entre mai 1999 et septembre 2000 (30 semaines différentes au total). Des échantillons ont été recueillis de façon hebdomadaire du début mai 1999 à la fin octobre 1999. Deux campagnes ont ensuite eu lieu pendant l'hiver 2000, à savoir dans les mois de janvier et février. Finalement, deux campagnes d'échantillonnage par mois ont eu lieu du début juin 2000 au début septembre 2000.

4.1.4 Paramètres caractérisés et protocole de prélèvement des échantillons

La figure 5 présente l'ensemble des paramètres mesurés lors des campagnes d'échantillonnage. Le protocole de prélèvement des échantillons est différent pour chaque paramètre mesuré. Les paramètres dont la caractérisation requiert un prélèvement et une analyse de laboratoire sont l'UV-254, le COT et les THM.

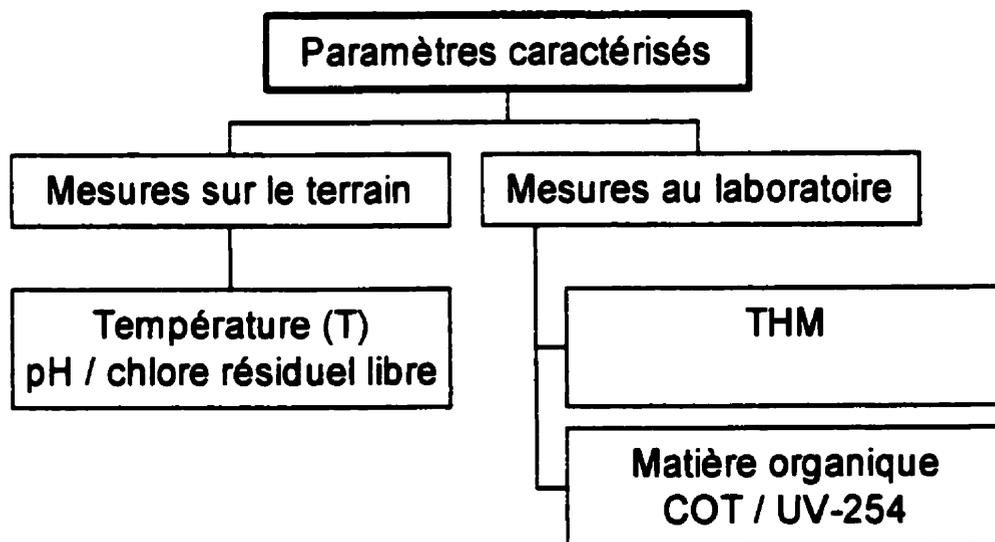


Figure 5 - Paramètres de qualité caractérisés

Des contenants en plastique de 125 mL sont utilisés pour les échantillons servant à l'analyse du COT et l'UV-254. Les bouteilles sont préalablement lavées à l'acide nitrique 10% et rincées à l'eau « *nanopure* ». Une solution de sulfite de sodium (1,5 mL d'une solution à 10%) est ensuite ajoutée à l'échantillon afin que l'excédent de chlore résiduel libre soit neutralisé et ainsi empêcher des réactions subséquentes avec la MON. Le sulfite de sodium est utilisé au lieu du sulfate de sodium et du thiosulfate de sodium puisque son interférence spectrale à 254 nm est moins importante.

Les échantillons pour la mesure des THM sont recueillis dans des bouteilles de verre de 300 mL fermées avec un bouchon étanche recouvert de téflon (bouteilles typiques utilisées pour la caractérisation de la demande biochimique en oxygène -DBO-). Les contenants sont préalablement lavés avec un détergent sans agent phosphaté, rincés à l'eau déionisée et à l'eau « *nanopure* ». Ils sont ensuite séchés au four à une température de 100°C durant la nuit. Avant l'échantillonnage, une solution de thiosulfate de sodium (1,5 mL de 10%) est ajoutée à chaque bouteille afin d'éliminer le chlore résiduel libre et d'empêcher la formation de THM entre la prise de l'échantillon et son analyse en laboratoire. Lors de l'échantillonnage, les bouteilles sont totalement remplies pour éviter la formation de bulles d'air dans l'échantillon.

Après chaque prélèvement, les contenants sont conservés à l'abri de la lumière dans une glacière dont la température est maintenue à 4°C. Ils sont ensuite transférés dans un réfrigérateur à la même température jusqu'à leur analyse. Les mesures d'UV-254 et de COT sont effectuées dans les deux jours suivant l'échantillonnage alors que les échantillons de THM sont traités et analysés dans un délai de 7 jours.

4.2 Analyses des paramètres de la qualité de l'eau

Le tableau 6 présente les paramètres de la qualité de l'eau mesurés à chaque point d'échantillonnage. La température (T) et le pH de l'eau sont mesurés sur le terrain à l'aide d'une électrode solide (gel électrolytique) connectée à un multimètre de marque WTW. Le chlore résiduel libre est également analysé sur place avec un colorimètre de terrain (Hack, modèle DR-700) selon la méthode de dosage colorimétrique par DPD (méthode normalisée 4500-Cl-F). Les échantillons de COT sont analysés au laboratoire à l'aide d'un analyseur COT (Shimadzu model 5000) tandis que l'UV-254 est analysé avec un spectrophotomètre UV/visible (modèle 80-2097-62, Pharmacia) en utilisant des cellules de quartz de 10 mm. Avant le dosage des THM, les échantillons nécessitent une extraction de type liquide-liquide.

Tableau 6 - Paramètres mesurés à chaque site d'échantillonnage

Sites de prélèvement	COT	UV-254	T	pH	Cl₂ rés. libre	THM
Sb	X	X	X	X		
St1	X	X				
St2	X	X	X	X		
Sc1	X	X			X	X
Sc2					X	X
Sc3			X		X	X
Sr1			X		X	X
Sr2					X	X
Sr3	X	X	X	X	X	X
Qb	X	X	X	X		
Qp	X	X				
Qt	X	X	X	X		
Qc	X	X			X	X
Qr1					X	X
Qr2			X		X	X
Qr3					X	X
Qr4					X	X
Qr5	X	X	X	X	X	X
Cb	X	X	X	X		
Cc	X	X	X		X	X
Cr1					X	X
Cr2			X		X	X
Cr3	X	X	X	X	X	X
Lb	X	X	X	X		
Lp	X	X				
Lt	X	X	X	X		
Lc	X	X			X	X
Lr1					X	X
Lr2			X		X	X
Lr3	X	X	X	X	X	X
Bb	X	X	X	X		
Bt	X	X	X	X	X	X
Bc					X	X
Br1			X		X	X
Br2	X	X	X	X	X	X

4.3 Procédure d'analyse des SPD

Les échantillons sont réchauffés graduellement à la température de la pièce. Un volume de 25 mL de l'échantillon est prélevé dans un cylindre gradué. Cette solution est ensuite transférée dans un vial de 40 mL où huit grammes de sulfate de sodium sont ajoutés. Ce composé favorise le coefficient de partage des THM entre l'eau et le solvant en augmentant la force ionique de l'eau. Par la suite, 4 mL de pentane (grade HPLC) sont ajoutés avec une dispensette automatique. La solution est agitée pendant 3 minutes et ensuite, laissée au repos pendant 5 minutes. La phase organique est transférée avec une pipette pasteur dans un vial de type « *autosample* » qui est finalement scellé et conservé au réfrigérateur jusqu'à l'analyse des THM.

Une fois l'extraction des échantillons faite, les SPD sont analysés par chromatographie gazeuse. Dans un premier temps, l'appareil est étalonné. Les solutions étalons sont faites à partir d'une solution concentrée (2000 µg/ml) de 16 composés provenant de la compagnie Supelco (solutions 551A et 551B). La solution mère est injectée dans des fioles jaugées contenant de l'eau nanopure à l'aide d'une seringue de 25 µL. Les solutions étalons ont des concentrations de 8, 24, 48, 72, 96 et 200 µg/mL.

Les échantillons traités et les solutions étalons sont analysés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (CG Perkin-Elmer) muni d'un auto-échantillonneur *autosample XL*. La séparation des composés est faite à l'aide d'une colonne ZB-624 (Zebron; longueur de 30 mètres et diamètre interne de 0,32 mm). La détection est effectuée par capture d'électrons (ECD). Les paramètres d'analyse des composés par CG sont présentés au tableau 7. Le chromatogramme obtenu est par la suite analysé et quantifié par le logiciel Turbochrome 4. Cette méthode a permis de détecter les composés présentés au tableau 8. Dans ce même tableau sont présentés les temps de rétention de ces composés sur la colonne chromatographique.

Tableau 7 - Paramètres d'analyse par CG

Temps d'analyse	20 minutes	
Volume d'injection	1 µL	
Débit du gaz porteur	8,5 psi (7min.)	→ 15,0 psi (13 min.)
Température du four	80 °C	
Température de l'injecteur	175 °C	
Température du détecteur	375 °C	

Tableau 8 - Composés détectés et temps de rétention associés

Composés	Temps de rétention (minutes)
Chloroforme	4,85
1,1,1-Trichloroéthane	5,11
Tétrachlorure de carbone	5,31
Trichloroacétonitrile	5,88
Trichloroéthylène	6,78
Bromodichlorométhane	7,46
Dichloroacétonitrile	8,55
1,1-Dichloropropanone	9,15
Chloropicrine	9,17
Tétrachloroéthylène	9,76
Dibromochlorométhane	10,44
1,2-Dibromométhane	10,72
Bromochloroacétonitrile	12,13
1,1,1-Trichloropropanone	12,33
Dibromoacétonitrile	14,08
Bromoforme	15,88

Le tableau 9 présente les données de validation du protocole analytique des THM. La limite de détection d'une méthode (LDM) est la plus basse concentration d'un composé analysé produisant un signal détectable avec une fiabilité définie. La limite de quantification d'une méthode (LQM) est la concentration minimale pouvant être quantifiée à l'aide d'une méthode d'analyse avec une fiabilité définie. La réplicabilité est l'étroitesse de l'accord, dans la zone de quantification de la méthode, entre les résultats individuels successifs obtenus sur le même échantillon soumis à l'essai dans le même laboratoire, sur le même appareil, par le même analyste et le même jour. Finalement, la justesse correspond à l'étroitesse de l'accord, à un niveau donné dans la zone de quantification de la méthode, entre une valeur certifiée et le résultat moyen obtenu en appliquant le procédé expérimental un grand nombre de fois ($n = 10$ réplique).

Tableau 9 - Données de validation du protocole analytique des THM

	Chloroforme	Bromodichlorométhane	Dibromochlorométhane	Bromoforme
LDM (µg/L)	0,5	0,3	0,3	0,3
LQM (µg/L)	1,4	1,0	1,0	1,0
Réplicabilité (µg/L)	0,9	0,5	0,5	0,4
Justesse (%)	97,7	96,1	97,5	98,5

Afin de s'assurer de la fiabilité des résultats obtenus, certaines procédures de contrôle de la qualité ont été suivies (Raymond, 1995). Les procédures appliquées sont l'échantillon de contrôle, le duplicata et le blanc de la méthode. Les échantillons de contrôle sont préparés à l'interne, dans la même matrice que les échantillons à analyser. Ce type d'échantillon permet de s'assurer, sur une base régulière, que la procédure analytique utilisée est sous contrôle. L'analyse d'échantillons en duplicata permet d'assurer la validité de la méthode analytique et de mettre en évidence la non-homogénéité d'un échantillon. Finalement, le blanc de la méthode permet d'évaluer les contaminations potentielles inhérentes à la méthode analytique.

5. Résultats

Cette section présente l'ensemble des résultats obtenus lors de chaque étape de la recherche. Pour chaque système d'eau potable à l'étude, l'efficacité du traitement par rapport à l'enlèvement de la matière organique, le portrait de la qualité physico-chimique de l'eau traitée, le portrait spatio-temporel des THM et les différents modèles prédictifs de la présence des THM dans les réseaux de distribution sont présentés.

5.1 Paramètres de la qualité de l'eau

Il y a deux types de paramètres de la qualité de l'eau pouvant influencer la concentration de THM formés : ce sont la MON et les ions bromures. En ce qui concerne la MON, deux indicateurs sont utilisés, à savoir le COT et l'UV-254. Pour ce qui est des ions bromures, il était difficile de faire un suivi fréquent pendant la période de l'étude puisque l'appareillage qui était disponible n'a pas permis d'avoir des niveaux de précision adéquats étant donné que cet ion est présent en très basse concentration dans la plupart des eaux de surface dans la région de Québec. Par contre, à partir des quelques échantillons analysés dans notre laboratoire, nous estimons ces valeurs à environ 65 µg/L pour le fleuve Saint-Laurent, 15 µg/L pour le lac Saint-Charles, moins de 10 µg/L pour la rivière Montmorency et moins de 10 µg/L pour le lac des Érables.

Au tableau 10 sont présentées, pour tous les systèmes à l'étude, les valeurs des paramètres de la qualité de l'eau et d'opération ayant un lien direct avec la formation des THM. L'eau traitée est celle ayant subi toutes les étapes du traitement à l'exception de la chloration finale avant la distribution dans le réseau. Les pourcentages d'enlèvement du COT et de l'UV-254 se retrouvent dans le même tableau. Cette information donne une indication de l'efficacité du traitement physico-chimique de l'eau par rapport à l'enlèvement des précurseurs de THM.

Tableau 10 - Paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau

Systèmes à l'étude	Eau Brute			Eau traitée			% Entèvement COT	UV-254	Dose de pré-chloration (mg/L)	Dose de post-chloration (mg/L)
	pH	COT (mg/L)	UV-254 (cm ⁻¹)	pH	COT (mg/L)	UV-254 (cm ⁻¹)				
Québec	7,25 (0,76)	4,31 (1,33)	0,202 (0,068)	6,64	2,24 (0,51)	0,033 (0,017)	48	84	1,63 (0,38)	1,68 (0,34)
Charlesbourg*	7,14 (0,54)	2,27 (0,77)	0,087 (0,029)	7,14 (0,54)	2,27 (0,77)	0,087 (0,029)	n.a.	n.a.	n.a.	2,45 (0,97)
Beauport	7,12 (0,49)	4,57 (1,27)	0,213 (0,060)	8,30 (0,77)	3,95 (0,65)	0,123 (0,035)	14	42	1,05 (0,38)	3,56 (0,80)
Sainte-Foy	7,81 (0,22)	3,63 (0,64)	0,175 (0,055)	7,75 (0,32)	2,15 (0,22)	0,042 (0,018)	41	76	n.a.	2,28 (0,64)
Lévis	7,93 (0,28)	3,41 (0,52)	0,140 (0,070)	7,24 (0,25)	2,34 (0,35)	0,053 (0,025)	31	62	1,66 (0,31)	1,44 (0,27)

n.a. : non applicable

* lac des Érables

Note : Pour chaque donnée présentée, il s'agit d'une moyenne de l'ensemble des observations sur la période d'étude et la valeur entre parenthèses représente l'écart-type.

Enfin, dans la dernière colonne du tableau 10, les valeurs opérationnelles de l'ajout de chlore en pré-chloration et en post-chloration sont indiquées. La pré-chloration est généralement faite directement sur l'eau brute à l'exception de l'unité de traitement de la municipalité de Beauport où la chloration est faite à la suite de la filtration naturelle sur sable.

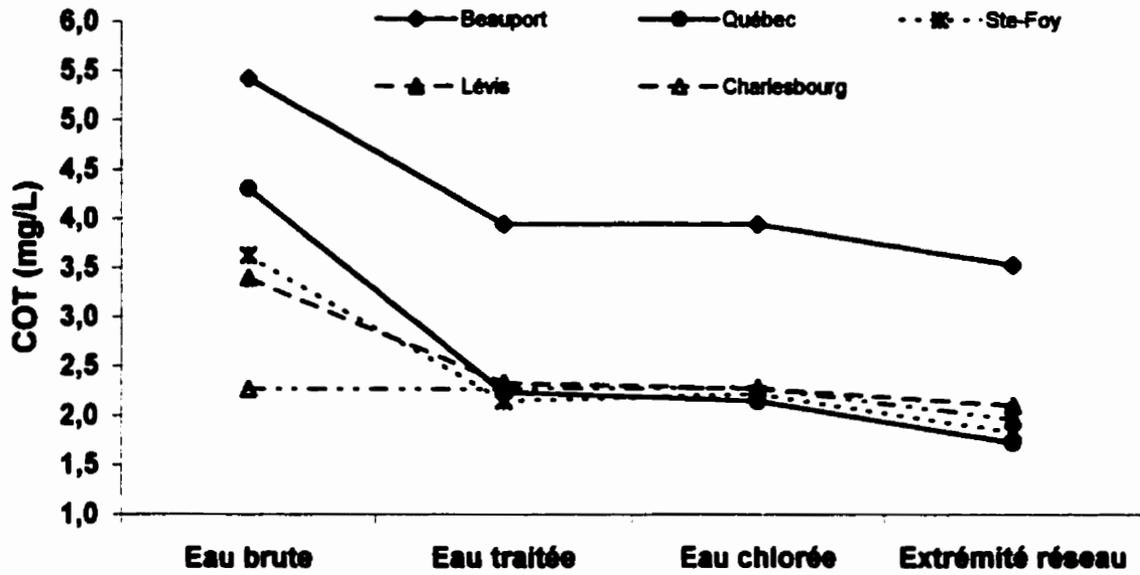
Il est important de rappeler que l'unité de traitement du système de Charlesbourg se limite à une simple chloration. Par contre, on remarque que la qualité de l'eau brute, en terme de COT, est semblable à celle de l'eau traitée des unités de traitement de Québec, Lévis et Sainte-Foy, soit entre 2 et de 2,5 mg/L. Pour ce qui est de l'UV-254, les valeurs de ce paramètre dans l'eau brute du lac des Érables sont légèrement supérieures à celles des eaux traitées des autres systèmes à l'étude. Ceci signifie que, pour des valeurs de COT comparables, l'eau du système de Charlesbourg serait plus propice à former des THM. Pour le système de Beauport, on remarque que les valeurs des paramètres indicateurs de la MON dans l'eau traitée sont significativement supérieures (environ le double) à celles retrouvées dans les autres systèmes à l'étude.

Il a été constaté que l'efficacité du traitement est supérieure pour les systèmes ayant des traitements physico-chimiques (coagulation, floculation, décantation et filtration) en plus d'un système d'ozonation. C'est le cas des systèmes de Québec et Sainte-Foy. En effet, dans ces deux systèmes, les pourcentages d'enlèvement du COT et de l'UV-254 sont significativement supérieurs à ceux que l'on retrouve dans les systèmes de Lévis (traitement physico-chimique) et de Beauport (traitement physique seulement). Le pourcentage d'enlèvement du COT varie entre 30 et 50 % lorsqu'il y a un traitement physico-chimique (Québec, Sainte-Foy et Lévis) comparativement à un enlèvement de près de 15 % pour la filtration naturelle sur sable (Beauport). Il en est de même pour le pourcentage d'enlèvement de l'UV-254. Celui-ci se situe entre 60 et 85 % pour le traitement physico-chimique comparativement à près de 40 % pour le traitement physique seul.

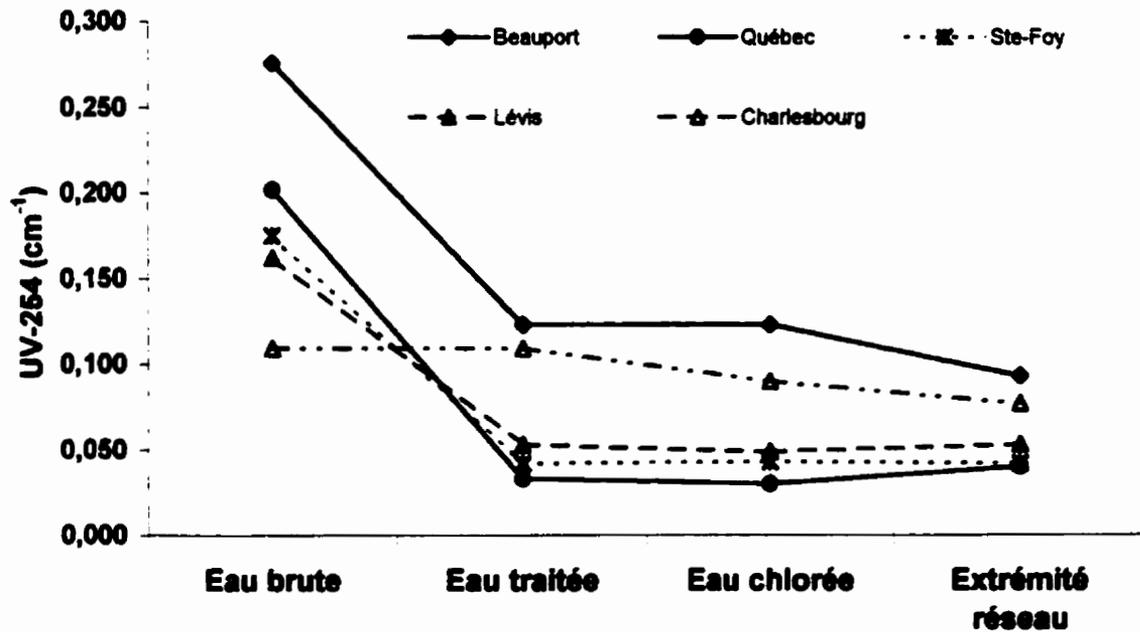
En considérant les valeurs des indicateurs de la MON et du pH dans l'eau traitée avant chloration finale ainsi que la dose de chlore appliquée à l'eau traitée, nous pouvons déjà émettre l'hypothèse que le système de Beauport produira davantage de THM que les autres systèmes à l'étude. Cette hypothèse sera ultérieurement vérifiée en analysant les données des THM mesurés dans l'eau chlorée et dans le réseau de distribution.

5.2 Évolution du COT et de l'UV-254

Puisque la MON est un précurseur des THM, il est important d'établir un portrait de son évolution tout au long du traitement et à travers le réseau de distribution afin de vérifier son impact sur l'évolution des THM. La figure 6 présente les valeurs moyennes du COT et de l'UV-254 à quatre sites de prélèvement, soit l'eau brute, l'eau traitée, l'eau chlorée (à l'usine, après la post-chloration) ainsi que l'eau à l'extrémité du réseau de distribution. Les différences entre les valeurs de ces deux paramètres observées entre l'eau traitée et l'eau brute des figures 6a et 6b représentent, tel que discuté antérieurement, l'efficacité de l'enlèvement des indicateurs de la MON par les différentes unités de traitement. L'observation la plus intéressante dans ces figures est constituée par la différence des valeurs des paramètres entre l'eau chlorée et l'extrémité du réseau. En effet, on remarque que, pour tous les systèmes à l'étude, les valeurs moyennes de COT mesurées à l'extrémité du réseau sont inférieures à celles de l'eau chlorée. Par contre, ceci n'est pas nécessairement le cas pour l'UV-254. Pour certains systèmes, il y aurait plutôt une augmentation de l'UV-254 à l'extrémité du réseau par rapport à l'eau chlorée.



a) COT



b) UV-254

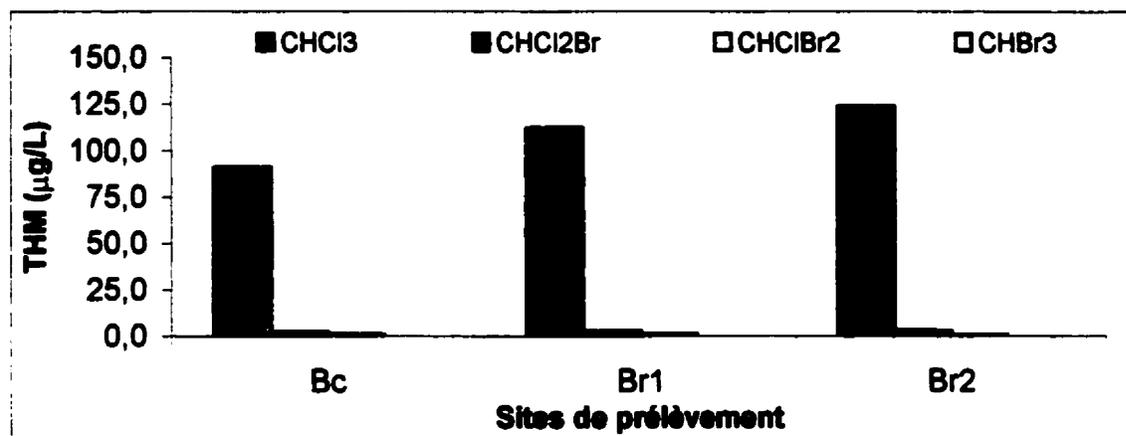
Note: Pour un même point, le temps de séjour de l'eau n'est pas nécessairement comparable entre les systèmes à l'étude.

Figure 6 - Évolution des indicateurs de la MON à l'unité de traitement et dans le réseau de distribution : a) COT ; b) UV-254

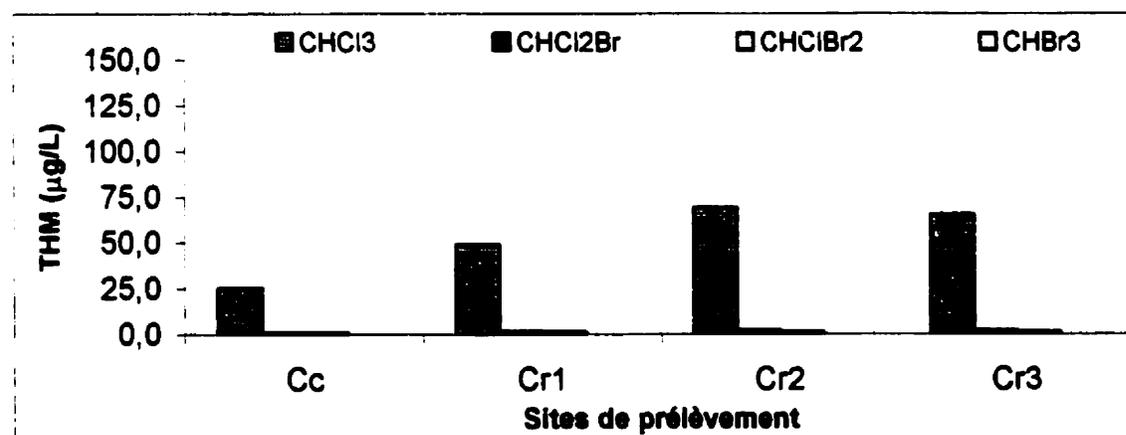
La diminution du COT peut être expliquée en partie par l'oxydation de la MON par le chlore résiduel libre présent dans le réseau de distribution. De plus, en saison estivale, il peut se former une pellicule biologique (biofilm) sur les parois des conduites en extrémité de réseau (Carter et al., 2000; Hem et Efraimsson, 2001). Le carbone organique contenu dans l'eau distribuée peut être assimilé par les micro-organismes du biofilm. L'augmentation de l'UV-254, de son côté, pourrait être expliquée par un relargage de la MON provenant du biofilm. En effet, la composition de la MON assimilée par le biofilm n'est pas nécessairement identique à la celle de la MON relarguée (Grady et al., 1999), de sorte qu'il est possible que la MON relarguée ait une plus forte concentration en carbones aromatiques, ce qui pourrait permettre une augmentation de l'UV-254 tout en diminuant le COT. La méthode analytique pourrait également expliquer la différence du portrait évolutif entre le COT et l'UV-254. Il faut mentionner que le signal analytique de l'UV-254 obtenu pour l'eau des réseaux de distribution est très faible pour les systèmes de Québec, Ste-Foy et Lévis (moyennes inférieures à $0,05 \text{ cm}^{-1}$). De plus, les différences moyennes des valeurs moyennes mesurées entre l'eau chlorée et l'extrémité du réseau sont de $0,010 \text{ cm}^{-1}$ pour le système de Québec et de $0,005$ pour celui de Lévis, ce qui se trouve dans le même ordre de grandeur que l'erreur de la méthode analytique ($0,002 \text{ cm}^{-1}$).

5.3 Distribution des THM

Pour chaque système à l'étude, les THM ont été mesurés dans l'eau traitée ayant subi une post-chloration à l'unité de traitement et dans divers points du réseau de distribution. Les résultats démontrent que la distribution des quatre espèces de THM est différente selon la source d'eau brute utilisée et selon le type de traitement appliqué. D'ailleurs, les concentrations de ces espèces varient à l'intérieur même d'un réseau de distribution. La figure 7 présente l'évolution des quatre espèces de THM à travers le réseau de distribution. Il s'agit pour chaque site de prélèvement, d'une moyenne de l'ensemble des observations durant la période de l'étude. Il est à noter que l'abscisse de ces figures représente les sites de prélèvement par ordre croissant de temps de séjour. Il est bon de rappeler que les temps de séjour de ces points ne sont pas nécessairement comparables entre les différents systèmes.

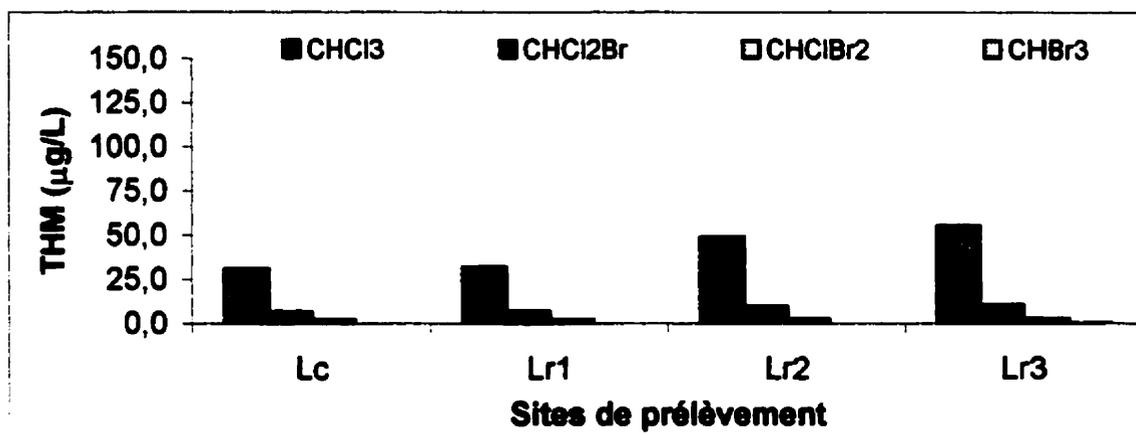


a) Beauport

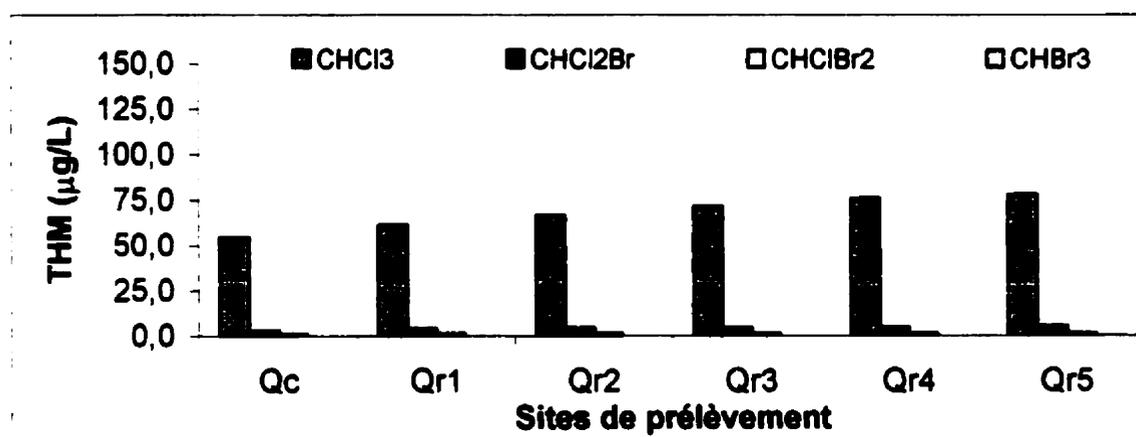


b) Charlesbourg

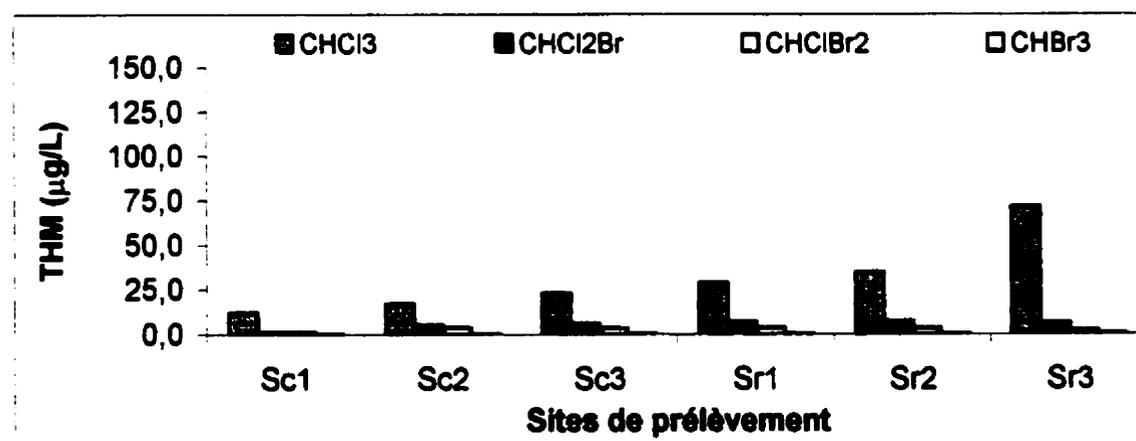
Figure 7 - Distribution des quatre espèces de THM présents dans les réseaux de distribution: a) Beauport, b) Charlesbourg, c) Lévis, d) Québec, e) Sainte-Foy



c) Lévis



d) Québec



e) Sainte-Foy

Figure 7 – (Suite)

Afin de déterminer globalement les concentrations relatives de chaque espèce de THM, les valeurs moyennes sont calculées sur l'ensemble des observations pour chaque système étudié. Le chloroforme est le composé prédominant pour tous les systèmes. Il représente en moyenne 93%, 96%, 97%, 79% et 80% des THMT pour les systèmes de Québec, Charlesbourg, Beauport, Sainte-Foy et Lévis, respectivement. Le bromodichlorométhane, deuxième THM en importance, représente en moyenne 5%, 3%, 2%, 15% et 16% pour les systèmes de Québec, Charlesbourg, Beauport, Sainte-Foy et Lévis, respectivement. Le dibromochlorométhane représente environ 2% pour les systèmes de Québec, Charlesbourg et Beauport, tandis que pour Sainte-Foy et Lévis, il représente en moyenne 8% et 5% respectivement. Finalement, le pourcentage de bromoforme peut être estimé à environ 1% des THMT, mais sa quantification n'est pas précise compte tenu des limites de détection de la méthode analytique utilisée.

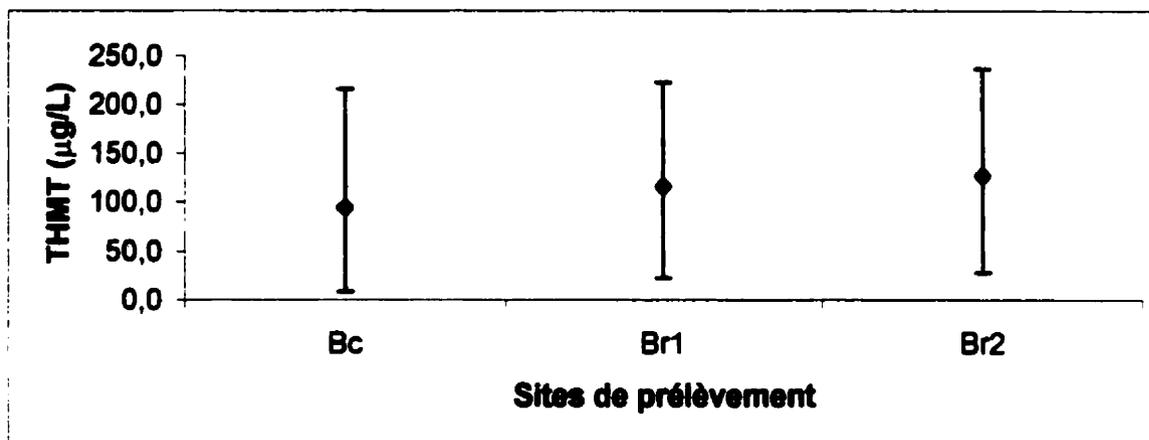
La présence de THM bromés est plus importante dans les eaux des systèmes de Sainte-Foy et Lévis que dans les autres systèmes à l'étude. Cette observation est certainement associée aux concentrations en ions bromures que l'on retrouve dans le fleuve Saint-Laurent comparativement à celles retrouvées dans les autres sources d'approvisionnement étudiées. Comme il a été mentionné plus tôt, les concentrations en ions bromures sont toutefois, pour les eaux brutes étudiées, généralement faibles. De plus, la concentration déterminée en ions bromures n'est qu'une estimation approximative pour l'ensemble des observations. De ce fait, il n'est pas possible d'établir une corrélation juste entre la présence de ces ions et la formation de sous-produits bromés. Pour cette raison, les résultats seront principalement axés sur les THMT au lieu des THM individuels.

5.4 Portrait de l'évolution spatio-temporelle des THMT

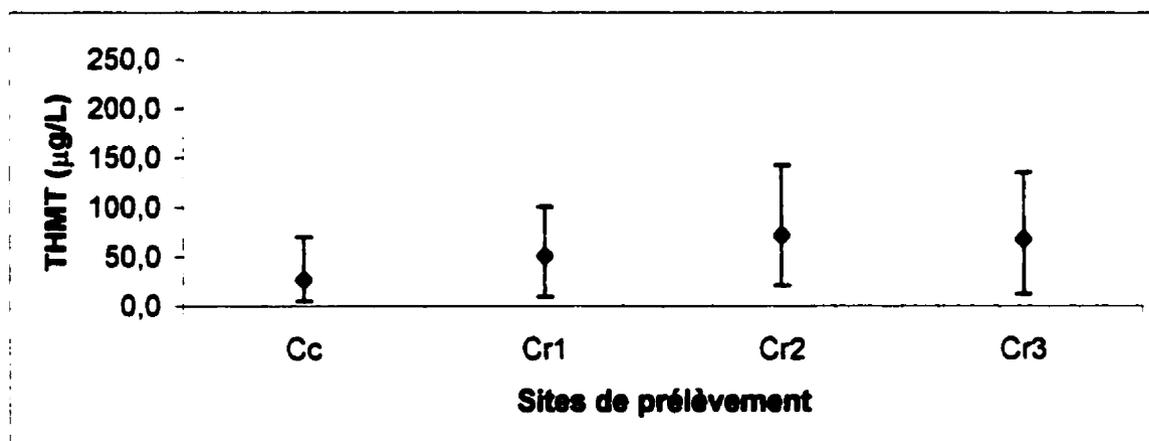
5.4.1 Évolution spatiale des THMT

Afin de présenter le portrait de l'évolution spatiale des THMT, c'est-à-dire la variation des THMT à travers les réseaux de distribution, la moyenne des THMT pour l'ensemble des observations a été calculée pour chaque site de prélèvement. Les résultats sont présentés à la figure 8. De plus, les valeurs maximales et minimales des THMT mesurés sont présentées sur la même figure pour chaque point d'échantillonnage.

Parmi les cinq systèmes étudiés, les concentrations les plus élevées en THMT ont été observées à Beauport. C'est le seul système où la moyenne des observations à l'extrémité de réseau (Br2) excède 100 µg/L, soit 127 µg/L. Les niveaux moyens de THMT pour les extrémités de réseau des autres systèmes se retrouvent approximativement entre 70 µg/L (Cr3 et Lr3) et 85 µg/L (Qr5 et Sr3). Les concentrations maximales de THMT de chaque système à l'étude sont de 237 µg/L, 142 µg/L, 110 µg/L, 125 µg/L et 125 µg/L pour les systèmes de Beauport, Charlesbourg, Lévis, Québec et Sainte-Foy respectivement. Ces concentrations ont toutes été observées en extrémité de réseau à l'exception du système de Charlesbourg où les concentrations maximales ont été observées dans les deux derniers points du réseau (Cr2 et Cr3). Il est à noter qu'aucune de ces valeurs ne dépasse la norme actuellement en vigueur de 350 µg/L de THMT. Toutefois, ces concentrations excèdent la norme proposée de 80 µg/L de THMT, mais il faut rappeler que cette norme est basée sur une moyenne annuelle et non sur une mesure ponctuelle.

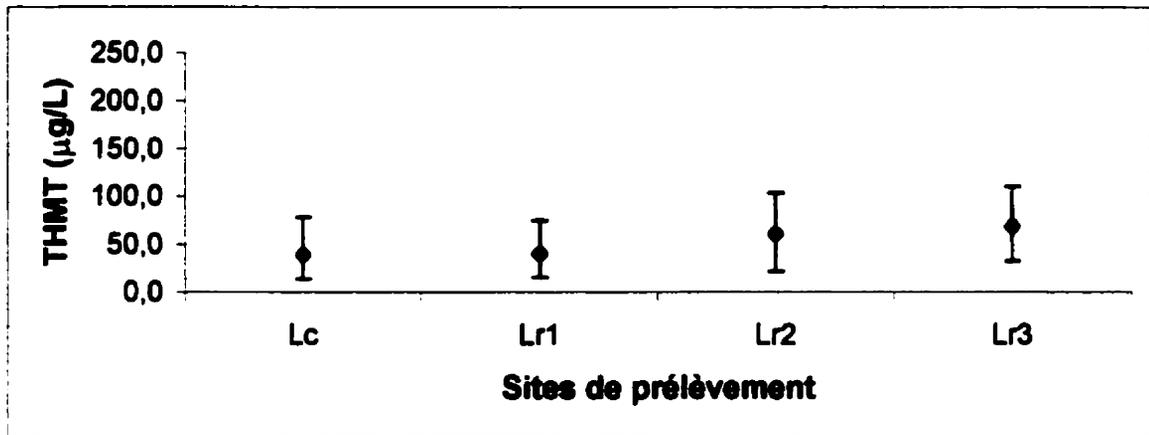


a) Beauport

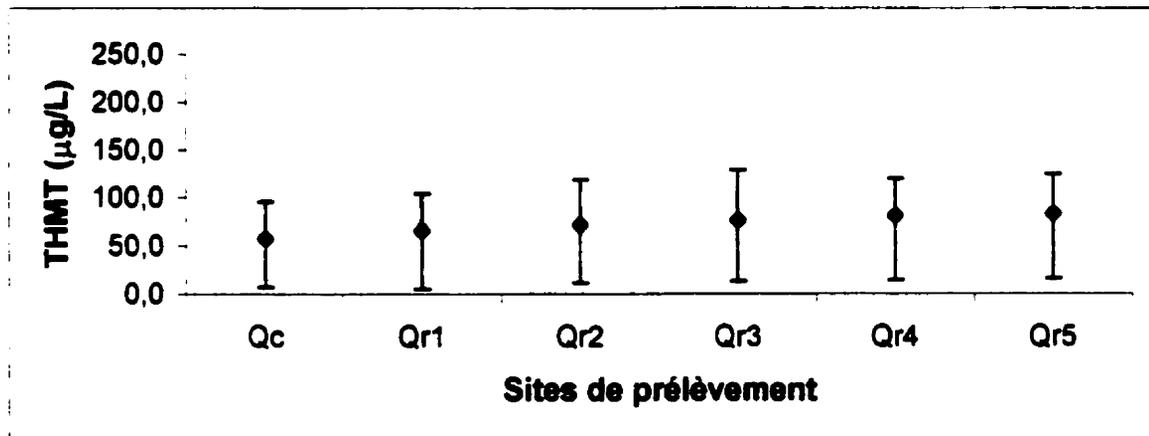


b) Charlesbourg

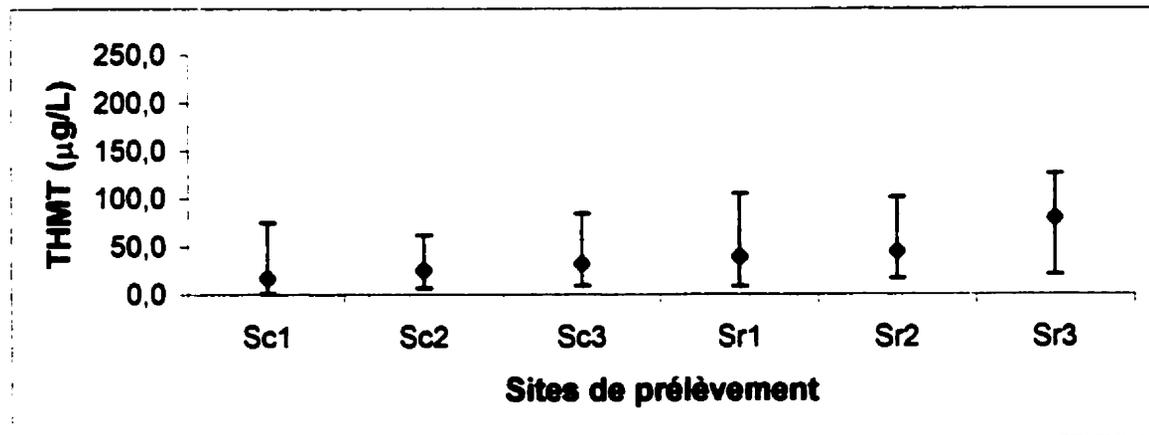
Figure 8 – Évolution spatiale des THMT : a) Beauport, b) Charlesbourg, c) Lévis, d) Québec, e) Sainte-Foy



c) Lévis



d) Québec



e) Sainte-Foy

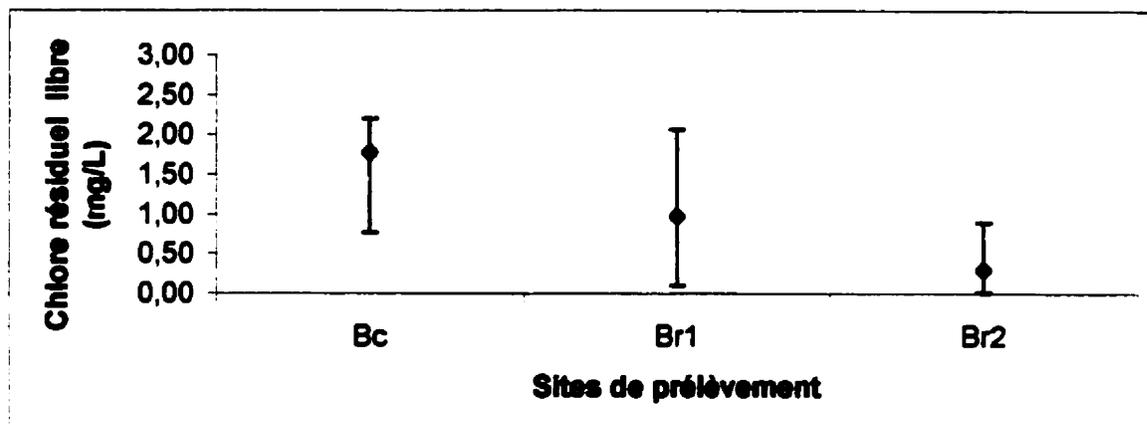
Figure 8 – (Suite)

Pour la période d'étude, les concentrations de THMT à l'eau chlorée (avant la distribution dans le réseau) sont inférieures à 60 µg/L pour tous les systèmes, sauf pour Beauport. Dans ce dernier, cette valeur s'élève à 94 µg/L. Ceci s'explique par le fait que le point utilisé pour décrire l'eau chlorée de ce système se trouve à même le réseau de distribution; en effet, il n'a pas été possible de prélever des échantillons immédiatement à la suite de la chloration finale. Il est intéressant de constater les concentrations de THMT formés dans l'eau post-chlorée (Bc, Cc, Lc, Qc, Sc3) par rapport à celles observées à l'extrémité du réseau (Br2, Cr3, Lr3, Qr5, Sr3). Les THMT formés avant la distribution à la population représentent en moyenne entre 40 et 75% des THMT à l'extrémité du réseau (74% pour Beauport, 40% pour Charlesbourg, 57% pour Lévis, 69% pour Québec et 41% pour Sainte-Foy). Ces données démontrent que la majorité des THMT sont formés au cours du traitement de l'eau. Il apparaît donc important d'améliorer la qualité du traitement dans le but de réduire la concentration en THMT avant la distribution de l'eau à la population. Il est important de mentionner que les THMT n'ont pas été mesurés dans l'eau avant la post-chloration, ce qui aurait été intéressant pour les systèmes pratiquant la pré-chloration.

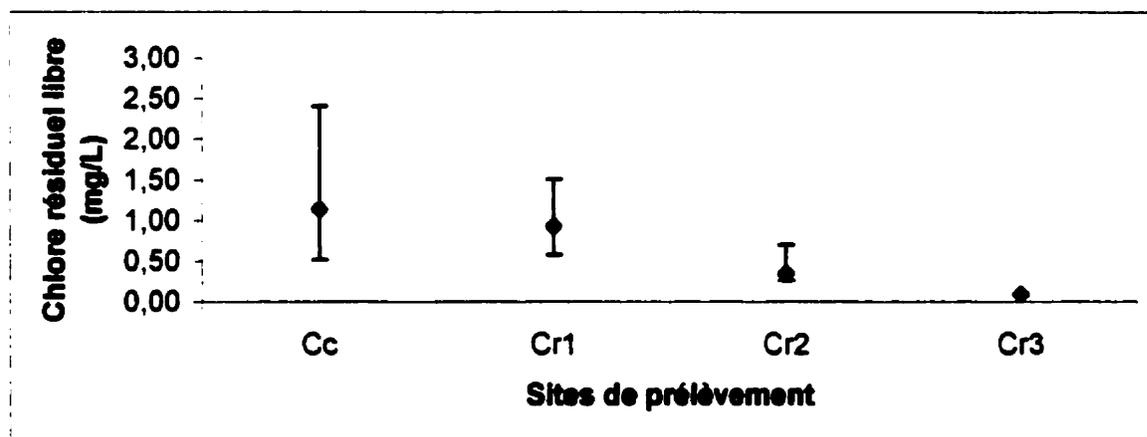
Il semble y avoir une relation entre les niveaux de THMT observés dans les systèmes étudiés et les paramètres de la qualité de l'eau avant la chloration finale telle que présentée auparavant au tableau 10. Les systèmes où les concentrations en THMT à l'eau chlorée sont les plus élevées sont, par ordre d'importance, Beauport, Québec, Lévis, Sainte-Foy et Charlesbourg. Les niveaux élevés de THMT à Beauport s'expliquent par une présence importante des précurseurs de THM (tels que décrits par le COT et l'UV-254). Par contre, la qualité de l'eau avant la post-chloration n'explique pas nécessairement la variation de THMT à la sortie de l'usine. Il faut aussi tenir compte de l'ordre des traitements appliqués à l'eau brute. Par exemple, les unités de traitement de Québec et Lévis procèdent à une pré-chloration et à un traitement physico-chimique avec la différence que l'eau de Québec subit en plus une ozonation. Les doses de pré-chloration sont comparables tandis que les doses de post-chloration sont plus élevées à Québec qu'à Lévis. À première vue, l'eau de Québec devrait présenter des concentrations en THMT moins élevées que l'eau de Lévis puisque les précurseurs des THM sont moins concentrés dans l'eau traitée de Québec que dans celle de Lévis. Cependant, dans l'eau brute de Québec, la présence de précurseurs est plus

importante que dans l'eau de Lévis, ce qui fait que la pré-chloration a probablement une plus grande influence sur la formation des THM à Québec qu'elle ne peut l'avoir à Lévis. Cette raison peut expliquer les concentrations de THMT observées à la sortie de l'usine plus élevées à Québec qu'à Lévis. Dans le cas des systèmes de Sainte-Foy et de Charlesbourg, les THMT observés à l'eau chlorée (Sc3 et Cc) sont comparables.

L'évolution des THMT semble être associée à l'évolution du chlore résiduel libre dans les réseaux de distribution (figure 9). En effet, plus la différence de chlore résiduel libre est élevée entre deux sites de prélèvement d'un même réseau, plus la formation de THMT sera élevée (figure 8). Par exemple, entre les points Lr1 et Lr2, la moyenne de la consommation de chlore est de 0,81 mg/L pour une augmentation de 20 µg/L de la moyenne des THMT. La faible consommation de chlore entre les points Lr2 et Lr3 (moyenne de 0,07 mg/L) explique la faible augmentation en THMT (moyenne de 7 µg/L). Pour tous les systèmes à l'étude, à l'exception de Beauport, les valeurs moyennes de chlore résiduel libre à extrémité de réseau sont inférieures à 0,10 mg/L, donc les concentrations de THMT observées, dans de telles conditions, correspondent aux quantités maximales qui peuvent se former puisqu'en absence de chlore résiduel libre, la formation de THM n'est plus possible. Pour Beauport, les valeurs moyennes de chlore résiduel libre à l'extrémité du réseau sont de 0,30 mg/L. Dans le cas où il existerait des sites dans le réseau avec des temps de séjour plus élevés que celui correspondant à l'extrémité considérée dans la présente étude, les concentrations de THMT seraient probablement plus élevées que celles mesurées.

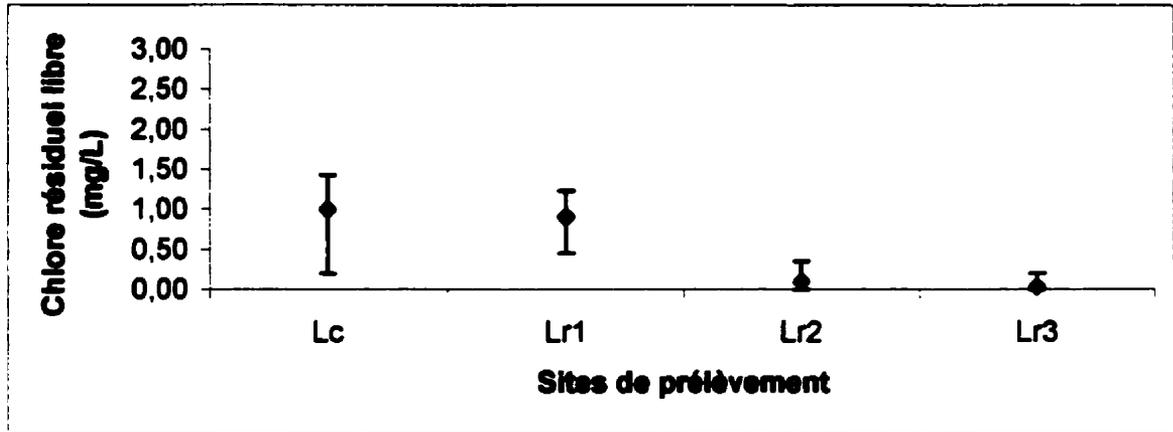


a) Beauport

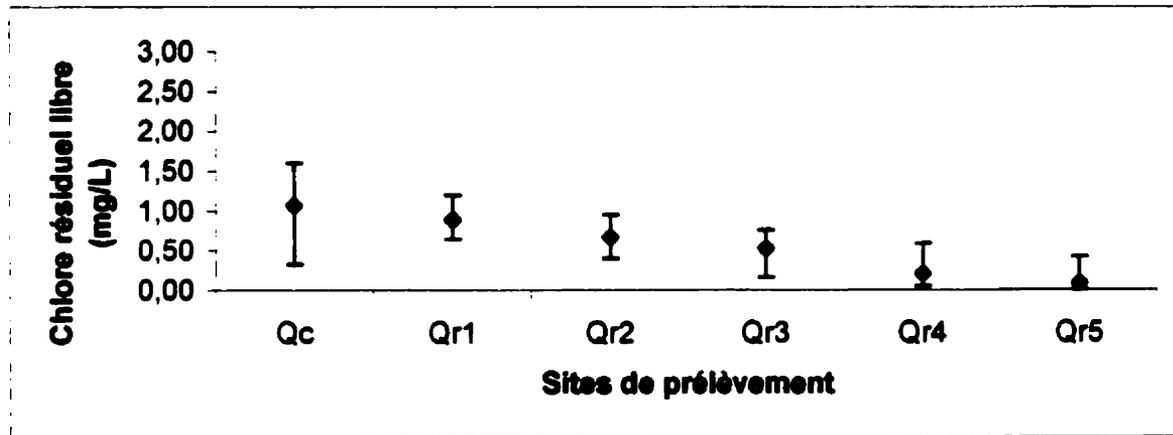


b) Charlesbourg

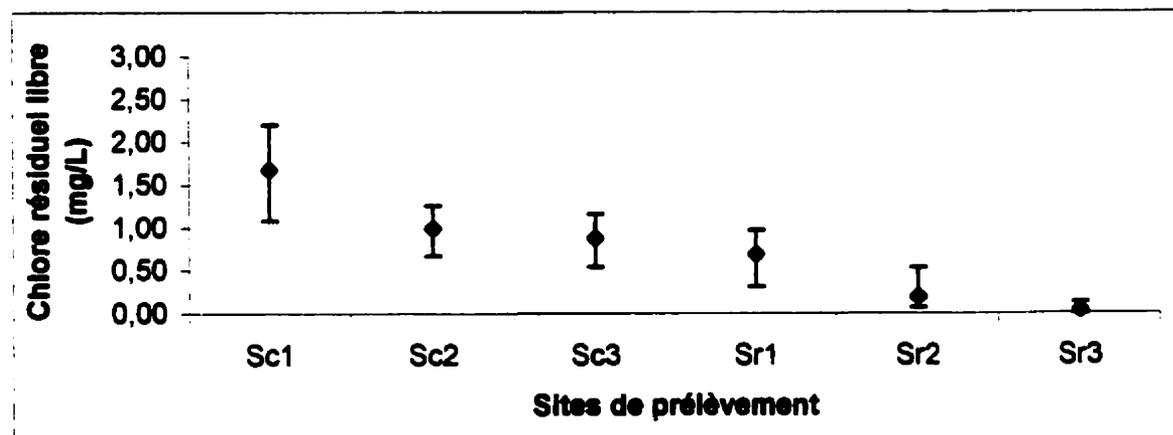
Figure 9 – Portrait de l'évolution spatiale du chlore résiduel libre : a) Beauport, b) Charlesbourg, c) Lévis, d) Québec, e) Sainte-Foy



c) Lévis



d) Québec



e) Sainte-Foy

Figure 9 – (Suite)

5.4.2 Évolution temporelle des THMT

Comme mentionné précédemment, la formation des THM dans l'eau potable dépend de plusieurs paramètres de la qualité de l'eau brute, du traitement appliqué à l'usine et des paramètres opérationnels. La plupart de ces paramètres varient selon les saisons. Au Québec, la situation est particulière puisqu'il existe un grand écart entre la température de l'eau en hiver et celle en été. Il apparaît donc important d'établir un portrait de l'évolution temporelle des THM. Le tableau 11 présente les valeurs moyennes saisonnières de THMT au point d'échantillonnage situé à l'extrémité de chaque système. Les concentrations de THMT en été peuvent être de 2 à 6 fois supérieures à celles observées en hiver. Par contre, les concentrations de THMT à l'été et à l'automne, sont du même ordre de grandeur. Cependant, il est important de rappeler que la campagne d'échantillonnage s'est faite principalement entre les mois de mai et d'octobre, donc de la fin du printemps jusqu'au début de l'automne. Les moyennes montrées au tableau 11 ne sont donc pas nécessairement représentatives de l'ensemble d'une saison. Les valeurs moyennes des concentrations de THMT au printemps et à l'automne sont probablement moins élevées dans la réalité que celles présentées.

La dernière colonne du tableau 11 représente une estimation de ce que serait la moyenne annuelle des concentrations des THMT de quatre échantillons trimestriels à l'extrémité des systèmes étudiés. En d'autres termes, il s'agit d'une indication de la conformité à la norme proposée sur les THMT dans le projet de Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (Gouvernement du Québec, 2000). Pour l'ensemble des systèmes étudiés, à l'exception de celui de Beauport, la moyenne des THMT mesurée est inférieure à 80 µg/L. Par contre, les moyennes saisonnières réelles étant probablement moins élevées au printemps et à l'automne, la moyenne annuelle serait certainement inférieure à 80 µg/L pour le système de Beauport.

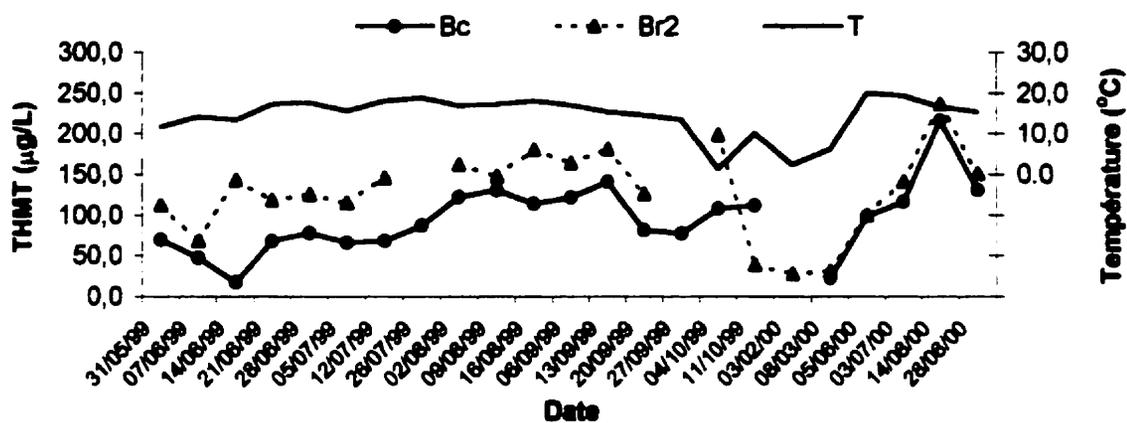
Tableau 11 - Variations saisonnières des THMT à l'extrémité de chaque réseau

Systèmes à l'étude	Moyenne saisonnière (ug/L)				Moyenne annuelle ** (µg/L)
	P* (n = 7)	E* (n = 16)	A* (n = 5)	H* (n = 2)	
Beauport	96,3	155,9	119,1	29,8	100,3
Sainte-Foy	75,7	85,1	100,2	22,0	70,8
Québec	70,5	96,0	97,2	16,9	70,2
Charlesbourg	35,9	82,8	93,7	27,7	60,0
Lévis	62,2	74,9	69,3	33,1	59,9

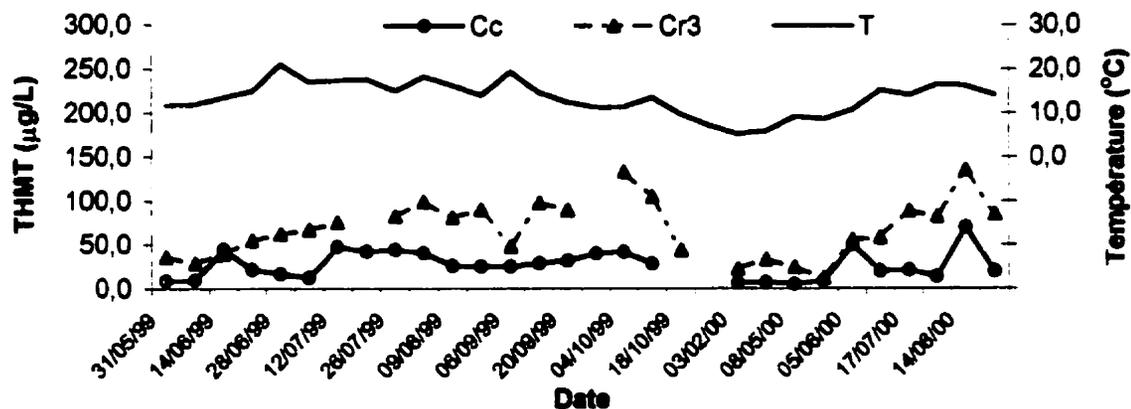
* P : printemps, E : été, A : automne, H : hiver

** Moyenne annuelle : moyenne des moyennes saisonnières

Pour faciliter l'interprétation de l'effet saisonnier sur la présence des THMT, la figure 10 regroupe la variation de la température de l'eau brute et la variation temporelle des concentrations de THMT dans l'eau chlorée et dans l'eau à l'extrémité du réseau. Les concentrations de THMT apparaissent plus élevées entre juin 1999 et septembre 1999 que dans les autres périodes. Il faut mentionner que la saison estivale de l'année 1999 a été particulièrement chaude et peu variable. L'analyse de la variation saisonnière entre les mois de janvier et juin 2000 montre clairement que l'accroissement de la température de l'eau favorise l'augmentation des concentrations de THMT. Par contre, pour les périodes durant lesquelles les températures sont comparables, il peut quand même y avoir des variations importantes des concentrations de THMT. Ces variations sont probablement expliquées par les variations du COT ou du pH, mais aussi par les ajustements des doses de chlore à la post-chloration et par les variations saisonnières de la demande d'eau. Ces dernières peuvent être à l'origine des variations du temps de séjour de l'eau associé à un même point du réseau.

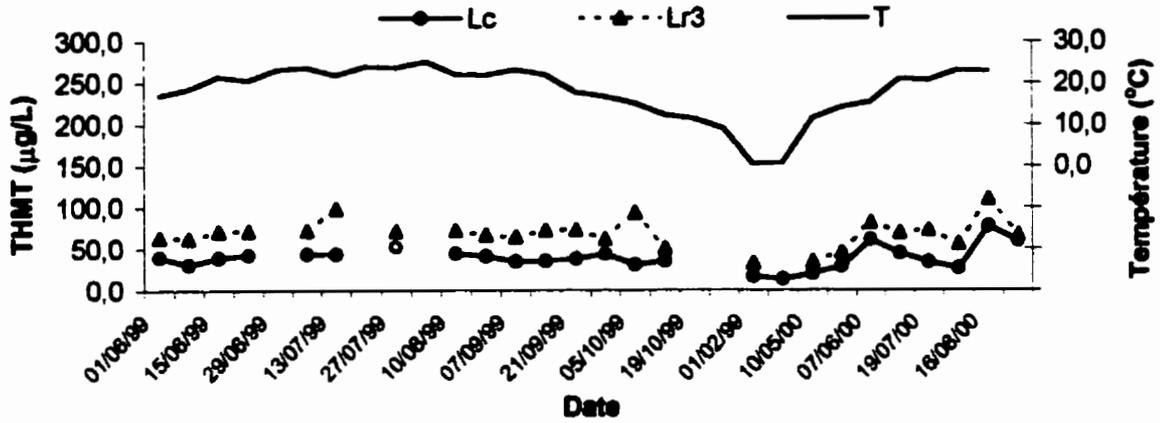


a) Beauport

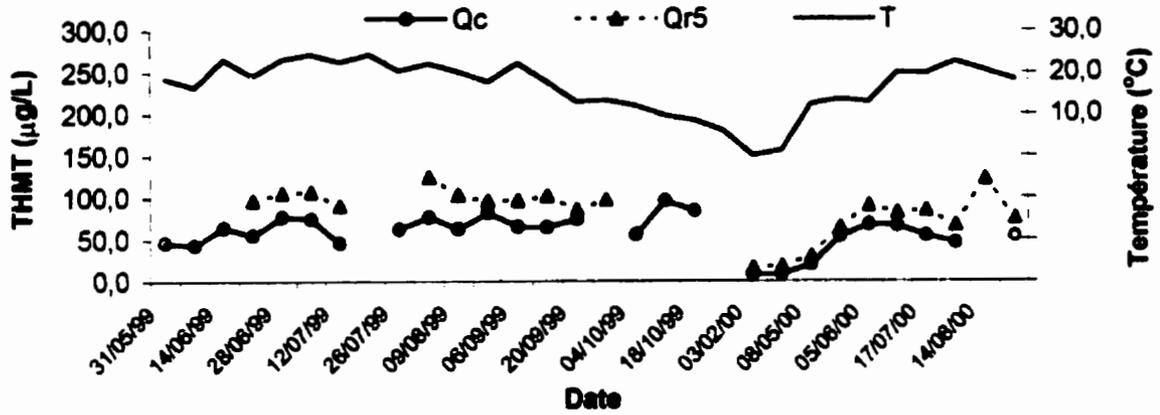


b) Charlesbourg

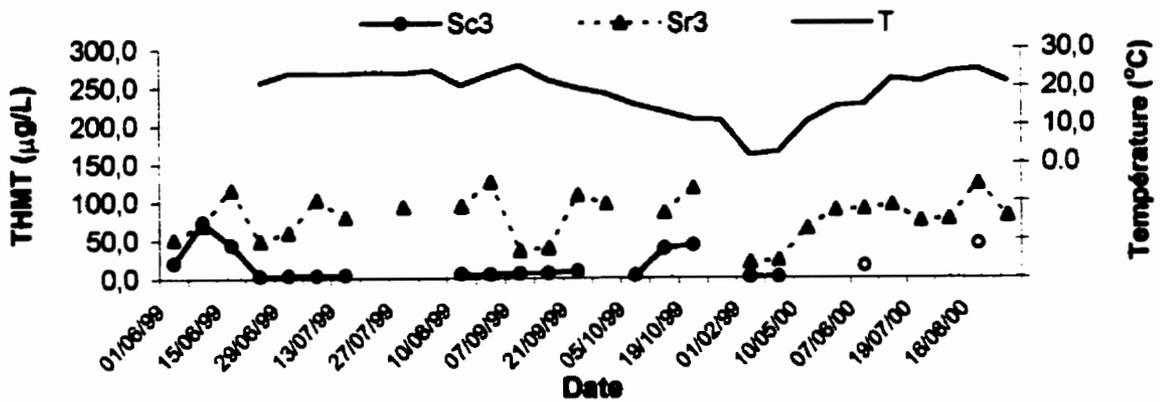
Figure 10 - Comparaison entre la variation des THMT et la variation de la température de l'eau pour la période de l'étude : a) Beauport, b) Charlesbourg, c) Lévis, d) Québec, e) Sainte-Foy



c) Lévis



d) Québec



e) Sainte-Foy

Figure 10 – (Suite)

5.5 Modélisation des THMT

5.5.1 Corrélations entre les THMT et les autres paramètres

Le tableau 12 présente les matrices de corrélation entre les THMT et les différents paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau. Les coefficients de corrélation doivent être interprétés avec précaution puisqu'ils limitent l'information aux relations statistiques linéaires entre les variables. En général, les paramètres qui semblent avoir le plus d'influence sur la formation des THMT sont les doses de chlore ajoutées (pré-chloration et post-chloration) et la température de l'eau. À partir des coefficients de corrélation, il est intéressant de constater qu'en général, la température influence davantage la formation des THMT dans les réseaux de distribution que dans l'eau chlorée à la sortie de l'usine de traitement (Bc, Cc, Lc, Qc et Sc3). Cette observation peut être expliquée par l'effet de la variabilité du temps de séjour de l'eau à l'usine de traitement et dans le réseau de distribution. En effet, le débit de l'eau traitée à l'usine varie significativement durant la journée selon la demande exercée par la population. À ce point, le temps de séjour aurait un effet plus important sur la formation des THMT que la température. Par contre, à l'extrémité d'un réseau de distribution, l'influence relative de la température serait plus grande par rapport à celle du temps de séjour parce que la variabilité de ce dernier serait moins grande (Rodriguez et Sérodes, 2001). Cette explication peut s'appliquer aussi à l'effet des doses de chlore ajoutées en pré-chloration et en post-chloration puisque ces deux paramètres semblent aussi influencer davantage la formation des THMT à l'extrémité d'un réseau qu'à l'eau immédiatement chlorée.

Le paramètre montrant la corrélation la plus faible avec les THMT est le pH. Les coefficients de corrélation sont généralement inférieurs à 0,3 à l'exception du système de Beauport. Ceci peut être relié à la façon dont l'ajustement du pH se fait lors du traitement physico-chimique de l'eau à l'usine. En effet, le pH de l'eau est ajusté lors de la coagulation, mais aussi avant la distribution de l'eau dans le réseau. Ces ajustements ont comme conséquence une très faible variabilité du pH de l'eau dans le temps à un site de prélèvement spécifique.

Tableau 12 - Matrices de corrélation des paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau : a) Beauport, b) Charlesbourg, c) Lévis, d) Québec, e) Sainte-Foy

Beauport	T	pH	COT	UV-254	Pré-dose	Dose	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Br1})^*$	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Br2})^*$	THMT (Be)	THMT (Br1)	THMT (Br2)
T	1,000										
pH	0,047	1,000									
COT	-0,072	0,344	1,000								
UV-254	0,572	0,376	0,657	1,000							
Pré-dose	0,230	0,161	-0,110	0,222	1,000						
Dose	0,582	0,299	0,190	0,358	0,434	1,000					
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Br1})^*$	0,572	0,285	-0,185	-0,047	-0,199	0,618	1,000				
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Br2})^*$	0,337	0,399	-0,210	-0,053	0,422	0,809	0,543	1,000			
THMT (Be)	0,215	0,380	0,112	0,170	0,650	0,584	0,172	0,609	1,000		
THMT (Br1)	0,347	0,356	0,131	0,186	0,644	0,759	0,325	0,709	0,945	1,000	
THMT (Br2)	0,405	0,409	-0,069	0,218	0,530	0,684	0,324	0,652	0,726	0,093	1,000

a) Beauport

Charlesbourg	T	pH	COT	UV-254	Dose	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Cr1})^*$	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Cr2})^*$	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Cr3})^*$	THMT (Ce)	THMT (Cr1)	THMT (Cr2)	THMT (Cr3)
T	1,000											
pH	-0,131	1,000										
COT	0,330	-0,058	1,000									
UV-254	0,595	-0,318	0,874	1,000								
Dose	0,389	-0,087	0,706	0,605	1,000							
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Cr1})^*$	0,504	-0,158	0,210	0,375	0,558	1,000						
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Cr2})^*$	0,540	-0,182	0,529	0,595	0,812	0,639	1,000					
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Cr3})^*$	0,428	-0,038	0,524	0,550	0,840	0,315	0,929	1,000				
THMT (Ce)	0,501	0,024	0,466	0,440	0,274	0,362	0,378	0,066	1,000			
THMT (Cr1)	0,614	-0,085	0,750	0,681	0,558	0,410	0,443	0,726	0,863	1,000		
THMT (Cr2)	0,678	-0,112	0,799	0,799	0,812	0,339	0,824	0,757	0,863	0,729	1,000	
THMT (Cr3)	0,703	0,076	0,544	0,558	0,653	0,441	0,706	0,645	0,729	0,755	0,755	1,000

b) Charlesbourg

Lévis	T	pH	COT	UV-254	Pré-dose	Dose	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Lr1})^*$	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Lr2})^*$	$\Delta\text{Cl}_2(\text{Lr3})^*$	THMT (Lc)	THMT (Lr1)	THMT (Lr2)	THMT (Lr3)
T	1,000												
pH	-0,071	1,000											
COT	-0,371	0,008	1,000										
UV-254	0,039	-0,025	0,262	1,000									
Pré-dose	-0,102	-0,087	-0,290	0,007	1,000								
Dose	0,242	0,024	-0,374	-0,030	0,741	1,000							
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Lr1})^*$	-0,068	-0,291	0,027	-0,219	0,214	0,207	1,000						
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Lr2})^*$	0,491	-0,233	-0,140	0,030	0,195	0,182	0,504	1,000					
$\Delta\text{Cl}_2(\text{Lr3})^*$	0,388	-0,185	-0,086	-0,126	0,182	0,156	0,583	0,964	1,000				
THMT (Lc)	0,601	-0,010	-0,018	0,260	-0,026	0,233	-0,139	0,023	-0,146	1,000			
THMT (Lr1)	0,628	-0,047	0,105	0,328	0,029	0,248	0,181	0,130	0,930	0,930	1,000		
THMT (Lr2)	0,736	-0,042	-0,108	0,367	0,049	0,384	-0,103	0,300	0,830	0,858	1,000		
THMT (Lr3)	0,597	0,164	0,025	0,166	-0,149	0,140	0,014	0,234	0,712	0,773	0,885	1,000	

c) Lévis

* ΔCl_2 : consommation de chlore entre l'eau chlorée et le site de prélèvement mentionné

Tableau 12 - (Suite)

Québec	T	pH	COT	UV-254	Pré-dose	Dose	ΔCl_2 Qr1*	ΔCl_2 Qr2*	ΔCl_2 Qr3*	ΔCl_2 Qr4*	ΔCl_2 Qr5*	THMT Qc	THMT Qr1	THMT Qr2	THMT Qr3	THMT Qr4	THMT Qr5
T	1,000																
pH	-0,266	1,000															
COT	-0,279	0,331	1,000														
UV-254	0,338	0,076	0,302	1,000													
Pré-dose	0,419	-0,169	0,691	0,487	1,000												
Dose	0,498	0,082	0,693	0,379	0,686	1,000											
ΔCl_2 Qr1*	0,169	-0,005	0,047	0,083	-0,200	0,136	1,000										
ΔCl_2 Qr2*	0,363	0,023	0,355	0,015	0,446	0,571	0,808	1,000									
ΔCl_2 Qr3*	0,165	0,230	0,611	0,238	0,595	0,677	0,549	0,877	1,000								
ΔCl_2 Qr4*	0,332	0,065	0,457	0,384	0,447	0,620	0,459	0,799	0,908	1,000							
ΔCl_2 Qr5*	0,437	0,018	0,427	0,449	0,516	0,655	0,557	0,843	0,874	0,973	1,000						
THMT Qc	0,452	-0,361	0,559	0,389	0,688	0,533	-0,181	0,472	0,498	0,531	0,641	1,000					
THMT Qr1	0,569	-0,268	0,521	0,511	0,690	0,641	0,138	0,619	0,688	0,681	0,746	0,903	1,000				
THMT Qr2	0,555	-0,323	0,664	0,470	0,745	0,753	0,073	0,553	0,617	0,625	0,681	0,948	0,936	1,000			
THMT Qr3	0,725	-0,226	0,401	0,344	0,710	0,767	0,148	0,607	0,562	0,428	0,504	0,587	0,595	0,713	1,000		
THMT Qr4	0,669	-0,242	0,548	0,415	0,737	0,710	0,104	0,595	0,605	0,496	0,538	0,890	0,682	0,791	0,848	1,000	
THMT Qr5	0,798	-0,228	0,400	0,377	0,671	0,683	0,318	0,641	0,631	0,608	0,658	0,922	0,594	0,690	0,874	0,927	1,000

d) Québec

Sainte-Foy	T	pH	COT	UV-254	Dose	ΔCl_2 Sr1*	ΔCl_2 Sr2*	ΔCl_2 Sr3*	THMT Sc3	THMT Sr1	THMT Sr2	THMT Sr3
T	1,000											
pH	0,248	1,000										
COT	-0,520	0,014	1,000									
UV-254	0,311	0,250	0,142	1,000								
Dose	0,166	0,247	-0,054	0,299	1,000							
ΔCl_2 Sr1*	0,590	0,082	-0,569	0,103	0,250	1,000						
ΔCl_2 Sr2*	0,228	0,638	-0,252	-0,088	-0,512	-0,144	1,000					
ΔCl_2 Sr3*	0,544	0,325	0,082	0,091	0,314	0,307	0,555	1,000				
THMT Sc3	0,278	0,104	0,163	0,171	0,569	0,267	-0,648	0,104	1,000			
THMT Sr1	0,395	0,106	0,113	0,379	0,583	0,219	-0,455	0,246	0,804	1,000		
THMT Sr2	0,091	-0,219	-0,439	0,448	0,800	0,376	-0,647	-0,269	0,940	0,749	1,000	
THMT Sr3	0,397	-0,051	0,217	0,235	0,056	0,012	0,185	0,499	0,499	0,239	0,245	1,000

e) Sainte-Foy

* ΔCl_2 : consommation de chlore entre l'eau chlorée et le site de prélèvement mentionné

Enfin, les paramètres indicateurs de la MON montrent peu de corrélation avec les THMT des systèmes à l'étude, à l'exception de ceux de Charlesbourg et de Québec. Pour ces derniers, les coefficients de corrélation sont tous positifs et comparables pour l'ensemble des THMT observés. Même si dans la réalité, des concentrations plus élevées en MON favorisent la formation des THMT dans l'eau potable (Garcia-Villanova et al., 1997a; Golfinopoulos et al., 1998), la matrice de corrélation ne traduit pas nécessairement cette réalité parce qu'elle ne considère pas l'effet simultané de plusieurs variables sur la formation de THM. En plus, tel que mentionné antérieurement, la relation de chacune des variables étudiées avec les THM n'est pas nécessairement linéaire.

Les corrélations entre la consommation de chlore (ΔCl_2) et les THMT du réseau sont relativement bonnes pour l'ensemble des points d'échantillonnage. Par contre, il est surprenant de voir que, pour le site Sr2, le coefficient de corrélation est négatif. Ce résultat n'apparaît pas raisonnable et aucune explication convenable n'a été trouvée pour l'expliquer. En effet, en théorie, à moins qu'il n'y ait pas une présence suffisante de MON, une consommation de chlore plus élevée devrait entraîner nécessairement une formation plus élevée en THMT, ce qui ne semble pas être le cas au point Sr2.

Il est intéressant de constater que les coefficients de corrélation entre les concentrations de THMT des différents sites de prélèvement sont assez élevés. Les corrélations entre les THMT des différents points du réseaux et les THMT à l'eau chlorée sont fortes et comparables pour tous les systèmes à l'étude. La concentration initiale de THMT, c'est-à-dire dans l'eau chlorée à la sortie de l'usine ($THMT_0^2$) pourrait s'avérer une bonne variable prédictive des concentrations de THMT dans le réseau de distribution.

Tel que mentionné précédemment, la température de l'eau, le COT, l'UV-254, la dose de chlore ajoutée et la demande de chlore sont des paramètres ayant une importance relative sur la formation des THM. Par contre, il peut aussi exister des corrélations entre eux. Ceci est compréhensible en ce sens que les données manipulées ont été générées dans les conditions réelles d'opération d'un réseau de distribution et qu'aucune variable ne peut être

² Dans le reste du texte, $THMT_0$ représentera la concentration initiale de THMT, à savoir, les THMT dans les sites Bc, Cc, Lc, Qc et Sc3.

contrôlée afin d'isoler son apport sur la formation de THM. Par exemple, une température plus élevée entraîne une demande en chlore plus importante. Afin de contrer cet effet et de laisser une concentration résiduelle de chlore satisfaisante dans le réseau, les opérateurs des usines de traitement ajustent les doses de chlore à la hausse. De plus, la demande de chlore est aussi influencée par la présence de MON, donc une teneur plus élevée de MON dans l'eau entraîne généralement une augmentation de la dose de chlore ajoutée à l'usine de traitement. Selon les résultats, pour tous les systèmes à l'étude, il y a au moins un des deux indicateurs de MON (COT ou UV-254) qui montre une corrélation relativement importante avec la dose de chlore ajoutée à l'usine ($0,3 < r < 0,7$). Finalement, la demande de chlore associée à un des points du réseau présente aussi des corrélations relativement importantes avec la température de l'eau ($0,4 < r < 0,7$), le COT ou l'UV-254 ($0,2 < r < 0,6$) et la dose de chlore ($0,2 < r < 0,8$).

Bref, pour tous les systèmes étudiés, il y a une corrélation évidente des paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau entre eux. Par conséquent, ces paramètres ne sont pas statistiquement indépendants les uns des autres, ce qui rend difficile l'évaluation de leur effet individuel sur la formation des THM dans le réseau de distribution. Ceci complique l'élaboration de modèles prédictifs des THM intégrant tous les paramètres qui, a priori, affectent leur formation. Cette difficulté est clairement peçue lorsque l'on observe la performance des modèles prédictifs publiés dans la littérature qui ont été développés à partir de données générées en conditions réelles d'opération. Dans ces conditions, ces modèles sont généralement moins aptes à estimer la formation des THM que les modèles développés à partir de données générées sous conditions contrôlées de laboratoire (Rodriguez et al., 1999b).

5.5.2 Développement de modèles prédictifs

À partir des données générées pendant la période d'échantillonnage, plusieurs types de modèles de la présence des THM ont été développés. Il s'agit de *i) modèles par système* :

modèles spécifiques à chaque système à l'étude, c'est-à-dire considérant l'ensemble des sites de prélèvement d'un système spécifique; *ii) modèles par point* : modèles spécifiques à chaque site d'échantillonnage et finalement, *iii) modèle global* : modèle pour lequel tous les systèmes et les sites de prélèvement sont confondus. Le but général de cet effort de modélisation consiste à déterminer les paramètres explicatifs de la présence des THM communs à l'ensemble des sites de prélèvement et de développer des modèles qui généralisent de multiples conditions de qualité d'eau brute, de traitements appliqués et d'opérations à l'usine de traitement.

Pour le développement des modèles, différentes structures, tirées de la littérature, ont été expérimentées (Lou et Chiang, 1994; Ibarluzea et al., 1994; Garcia-Villanova et al., 1997; Golfinopoulos et al., 1998). Les structures générales sont présentées ci-dessous.

Structure linéaire : $y = cste + a \cdot x + b \cdot z + \dots n \cdot m$ (équation 7)

Structure logarithmique $y = cste(x)^a (z)^b \dots (m)^n$ (équation 8)

Structure polynomiale : $y = cste + a(x)^1 + \dots b(x)^4 + c(z)^1 + \dots d(z)^4 + \dots n(m)^4$ (équation 9)

Où y est la variable dépendante;

x, z, m sont les variables indépendantes;

a, b, c, d, n sont les coefficients statistiques ;

$cste$ est une constante.

Le logiciel de statistique SPSS (SPSS, 1997) a été utilisé pour élaborer les modèles en utilisant l'analyse de régression linéaire. La forme logarithmique est équivalente à une équation linéaire du logarithme népérien de chaque variable. Pour la forme polynomiale, les paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau ont été transformés de sorte à obtenir les puissance 1, 2, 3 et 4 de chaque variable.

La détermination de la structure des modèles a été effectuée à partir du développement des *modèles par système* en utilisant comme critère de performance le coefficient de

détermination (r^2) le plus élevé et en favorisant la comparabilité des modèles à l'égard du nombre et de la similarité des variables. Le coefficient de détermination représente la proportion de la variation de la variable dépendante qui est expliquée par les variables indépendantes du modèle de régression linéaire (SPSS, 1997). Les variables explicatives ont été déterminées à l'aide de la méthode de régression linéaire de SPSS en considérant dans le modèle les variables statistiquement significatives. Une comparaison des variables explicatives et des coefficients de détermination est présentée au tableau 13 pour chaque structure de modèle expérimentée. Les coefficients de détermination des *modèles par système* de formes polynomiales et logarithmiques sont légèrement plus élevées que ceux du modèle linéaire, mais le nombre et le type de variables indépendantes utilisées sont très différents. Pour l'élaboration du *modèle global*, il apparaît que les formes logarithmique et polynomiale ne peuvent être utilisées puisqu'il serait difficile de déterminer les variables indépendantes significatives pour l'ensemble de nos observations. La structure linéaire a finalement été choisie afin de modéliser la présence des THM dans les réseaux de distribution, car elle utilise des variables similaires ($THMT_0$ et ΔCl_2) pour tous les réseaux étudiés en plus d'obtenir des coefficients de détermination satisfaisants ($r^2 > 0,6$).

Avec la structure linéaire, les variables explicatives retenues sont les THMT initialement formés dans l'eau chlorée à la sortie de l'usine ($THMT_0$), la consommation de chlore du point du réseau par rapport à l'eau chlorée (ΔCl_2) et la température de l'eau (T). À l'exception de la température, les deux autres paramètres sont présents pour la grande majorité des modèles développés. Les modèles retenus sont donc de la forme suivante :

$$THMT = cste + a \cdot THM_0 + b \cdot \Delta Cl_2 + c \cdot T \quad (\text{équation 10})$$

Les variables indépendantes sont incluses ou exclues des modèles de sorte à obtenir un niveau de signification (*sig. ou p-value*) du modèle et de chaque variable inférieur à 0,150.

Tableau 13 - Comparaison entre trois structures différentes pour les modèles par système

Systèmes	LINÉAIRE			POLYNOMIALE			LOGARITHMIQUE		
	n	Variables	r ²	n	Variables	r ²	n	Variables	r ²
Beauport	44	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,688	44	THMT ₀ ² , ΔCl ₂ ⁴ , T ³ , T ⁴	0,736	44	THMT ₀ , T	0,736
Charlesbourg	67	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,800	56	THMT ₀ , THMT ₀ ² , THMT ₀ ⁴ , UV-254, COT, ΔCl ₂ ² , ΔCl ₂ ³	0,832	66	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,776
Lévis	63	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,773	61	THMT ₀ ² , ΔCl ₂ , ΔCl ₂ ⁴ , T, T ² , T ³	0,847	63	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,726
Québec	104	THMT ₀ , ΔCl ₂ , T	0,840	104	THMT ₀ ² , THMT ₀ ³ , THMT ₀ ⁴ , ΔCl ₂ ³ , ΔCl ₂ ⁴ , T ² , T ³	0,828	112	THMT ₀ , T	0,868
Sainte-Foy	44	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,432	44	THMT ₀ , ΔCl ₂ ² , ΔCl ₂ ³ , ΔCl ₂ ⁴	0,471	44	THMT ₀ , ΔCl ₂	0,516

Les tableaux 14 et 15 présentent les caractéristiques des modèles obtenus. Ces tableaux affichent, pour chaque modèle, les coefficients statistiques des variables, le nombre d'observations, le coefficient de détermination, le niveau de signification du modèle et celui de chaque variable, et la moyenne des erreurs relatives des THMT prédits par rapport aux THMT observés. Le modèle par système du réseau de Québec a la variable température (T) en plus, car elle permet d'augmenter de façon significative le coefficient de détermination du modèle. La variable T n'a pas été utilisée pour les systèmes de Beauport, Charlesbourg, Lévis et Sainte-Foy, car elle n'était pas statistiquement significative (*sig.* > 0,150). Ces modèles sont présentés à l'annexe B. Tous les modèles développés, à l'exception de celui correspondant au site Sr3, ont un niveau de signification inférieur à 0,001. Dans tous les *modèles par système* ainsi que dans le *modèle global*, les variables utilisées sont toutes significatives (*sig.* < 0,02).

Les coefficients de détermination de chaque modèle sont satisfaisants. Dans la catégorie des *modèles par système* (tableau 14), le coefficient de détermination le plus faible obtenu est de 0,557 pour le réseau de Sainte-Foy. En analysant les *modèles par point* (tableau 15), il est facile de constater que pour les points Sr2 et Sr3, les coefficients de détermination et les coefficients statistiques sont très différents. Il est difficile d'expliquer que, pour Sr2, la corrélation entre la consommation de chlore et les concentrations de THMT soit négative. Pour cette raison, les observations de Sr2 ont été exclues lors de l'élaboration du *modèle par système* de Sainte-Foy ainsi que pour le *modèle global*. Le modèle du site Sr3 a un coefficient de détermination très faible ($r^2 < 0,2$) par rapport aux autres modèles. Une raison possible est que ce point représente une extrémité du réseau avec un temps de séjour de l'eau très élevé par rapport aux autres sites de prélèvement de Sainte-Foy.

Tableau 14 - Caractéristiques des *modèles par système*

Systèmes	Coefficients statistiques				Paramètres statistiques			Signification des variables				Erreur * (%)
	cste	THMT ₀	ΔCl ₂	T	n	r ²	Sig.	cste	THMT ₀	ΔCl ₂	T	
Beauport	25,79	0,80	20,31	n.a.	44	0,688	0,000	0,034	0,000	0,019	n.a.	15,1
Charlesbourg	10,47	1,02	36,73	n.a.	67	0,800	0,000	0,006	0,000	0,000	n.a.	22,6
Lévis	-4,02	1,10	26,88	n.a.	63	0,773	0,000	0,378	0,000	0,000	n.a.	13,2
Québec	-3,24	0,87	14,76	1,27	98	0,840	0,000	0,417	0,000	0,000	0,000	13,5
Sainte-Foy	6,46	0,78	54,88	n.a.	44	0,557	0,000	0,420	0,000	0,000	n.a.	39,5

* Erreur : moyenne de l'erreur relative entre la valeur prédite et la valeur observée
n.a. : non applicable

Tableau 15 - Caractéristiques des modèles par point et du modèle global

Point	Coefficients statistiques				Paramètres statistiques			Signification des variables				Erreur * (%)
	Cste	THMT ₀	ΔCl ₂	T	n	r ²	Sig.	Cste	THMT ₀	ΔCl ₂	T	
Br1	18,28	0,954	10,29	n.a.	21	0,900	0,000	0,074	0,000	0,261	n.a.	10,5
Br2	15,76	0,574	41,95	n.a.	23	0,552	0,000	0,576	0,010	0,087	n.a.	17,2
Cr1	13,70	1,04	32,6	n.a.	20	0,702	0,000	0,055	0,069	0,000	n.a.	17,5
Cr2	12,15	0,78	46,6	n.a.	21	0,804	0,000	0,101	0,000	0,002	n.a.	21,9
Cr3	0,44	1,13	38,7	n.a.	26	0,838	0,000	0,946	0,000	0,000	n.a.	22,6
Lr1	-4,48	1,09	20,2	n.a.	17	0,806	0,000	0,440	0,025	0,000	n.a.	12,0
Lr2	-0,95	1,15	20,4	n.a.	22	0,758	0,000	0,915	0,011	0,000	n.a.	14,2
Lr3	11,40	1,00	17,5	n.a.	24	0,541	0,000	0,380	0,068	0,000	n.a.	12,8
Qr1	0,33	0,89	n.a.	1,09	22	0,856	0,000	0,960	0,000	n.a.	0,011	10,5
Qr2	-0,87	1,09	11,5	0,55	20	0,908	0,000	0,886	0,000	0,255	0,148	10,6
Qr3	3,57	0,45	n.a.	2,73	25	0,582	0,000	0,783	0,039	n.a.	0,001	22,4
Qr4	1,59	0,95	n.a.	1,42	25	0,868	0,000	0,812	0,000	n.a.	0,001	12,2
Qr5	2,27	0,71	20,7	1,14	19	0,927	0,000	0,689	0,000	0,007	0,019	11,3
Sr1	3,09	0,96	29,7	n.a.	22	0,613	0,000	0,808	0,000	0,655	n.a.	21,5
Sr2	33,26	0,91	-30,4	n.a.	13	0,887	0,000	0,134	0,190	0,000	n.a.	15,3
Sr3	42,97	0,66	17,9	n.a.	22	0,190	0,055	0,126	0,023	0,575	n.a.	43,4
Global	14,28	0,79	27,99	n.a.	322	0,761	0,000	0,000	0,000	0,000	n.a.	23,0

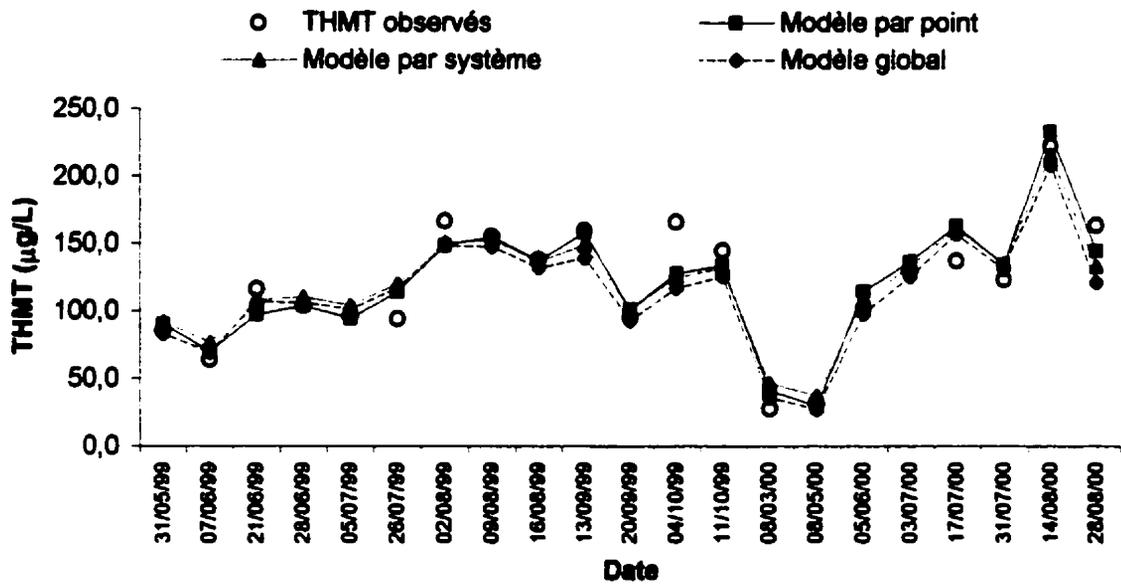
* Erreur : moyenne de l'erreur relative entre la valeur prédite et la valeur observée

n.a. : non applicable

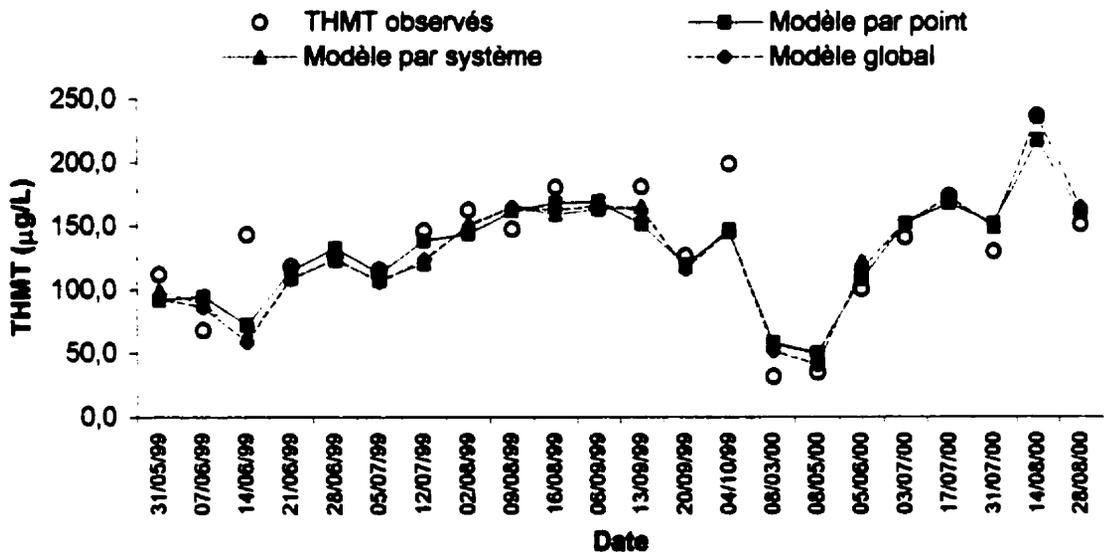
La température de l'eau est utilisée seulement pour modéliser la présence de THMT dans le réseau de Québec puisque c'est le seul système où cette variable est statistiquement significative dans le modèle. À l'exception de Québec, il semble qu'il n'y ait pas de variables qui expliquent directement l'évolution temporelle des THMT dans les modèles par système. Comme mentionné précédemment, il y a une forte auto-corrélation entre les variables qui affectent la formation des THM (tableau 12). Entre autres, les concentrations de THMT dans l'eau chlorée à la sortie de l'usine (THMT₀) et la demande de chlore (ΔCl_2) ont une corrélation non négligeable avec la température de l'eau et il est fort probable que ces deux paramètres englobent l'effet de la température lorsqu'ils sont utilisés dans les modèles. L'évolution spatiale des THMT dans le réseau de distribution semble être bien représentée par la combinaison des variables THMT₀ et ΔCl_2 . Ces modèles permettent donc de prédire à la fois l'évolution spatiale et temporelle des THMT.

La performance du *modèle global* (tableau 15) est relativement satisfaisante ($r^2 > 0,75$ et erreur relative moyenne inférieure à 25%) compte tenu qu'il permet d'estimer les concentrations de THMT pour plusieurs systèmes, donc selon plusieurs traitements et différentes qualités de l'eau. Notons que ce modèle ainsi que les variables utilisées se sont avérés significatifs (sig. < 0,001).

Les figures 11 à 15 comparent les valeurs de THMT estimées par les trois types de modèles développés. Dans ces figures, seulement deux sites de prélèvement par système sont montrés pour des fins d'illustration. Il s'agit du site correspondant au début du réseau de distribution (Br1, Cr1, Lr1, Qr1 et Sr1) et de celui correspondant à l'extrémité (Br2, Cr3, Lr3, Qr5 et Sr3). L'analyse des figures 11 à 15 permet de comparer la performance de chaque modèle développé selon les dimensions temporelle et spatiale de l'évolution des THMT.



a) Br1



b) Br2

Figure 11 – Performances des modèles développés pour le système de Beauport : a) Br1, b) Br2

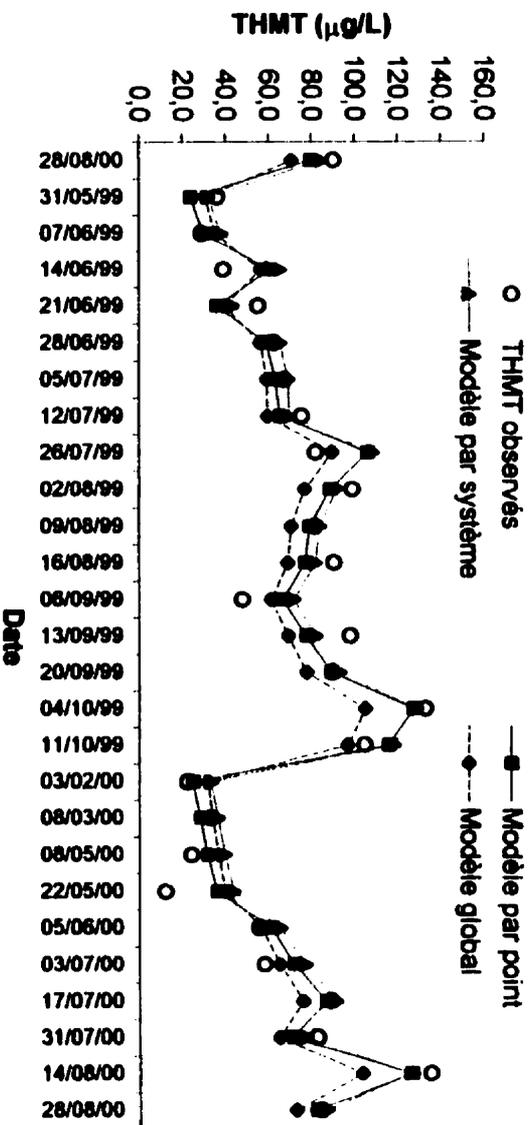
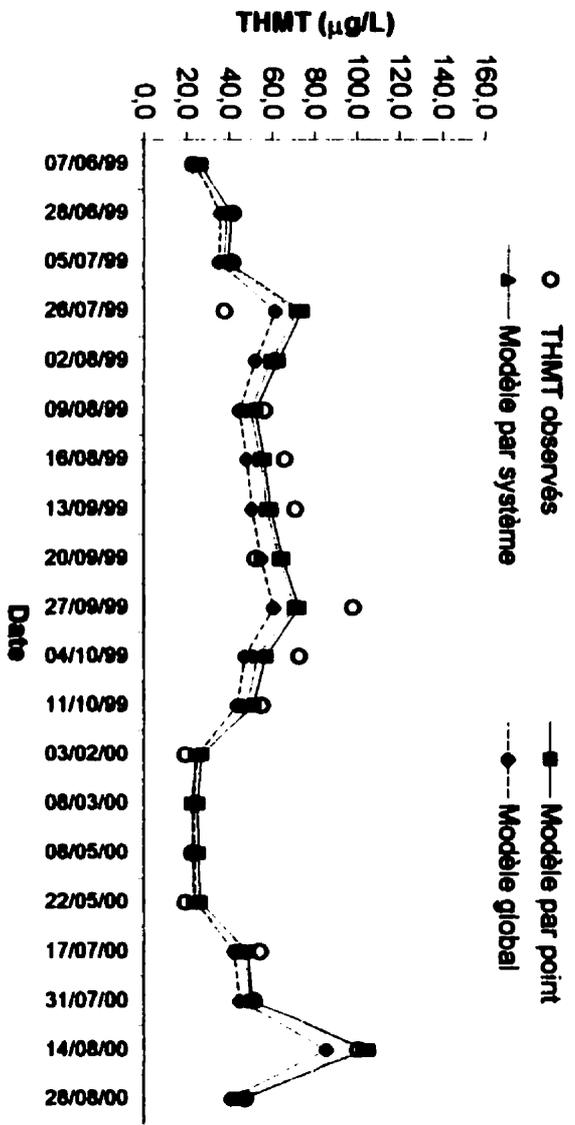


Figure 12 – Performances des modèles développés pour le système de Charlesbourg :
a) Cr1, b) Cr3

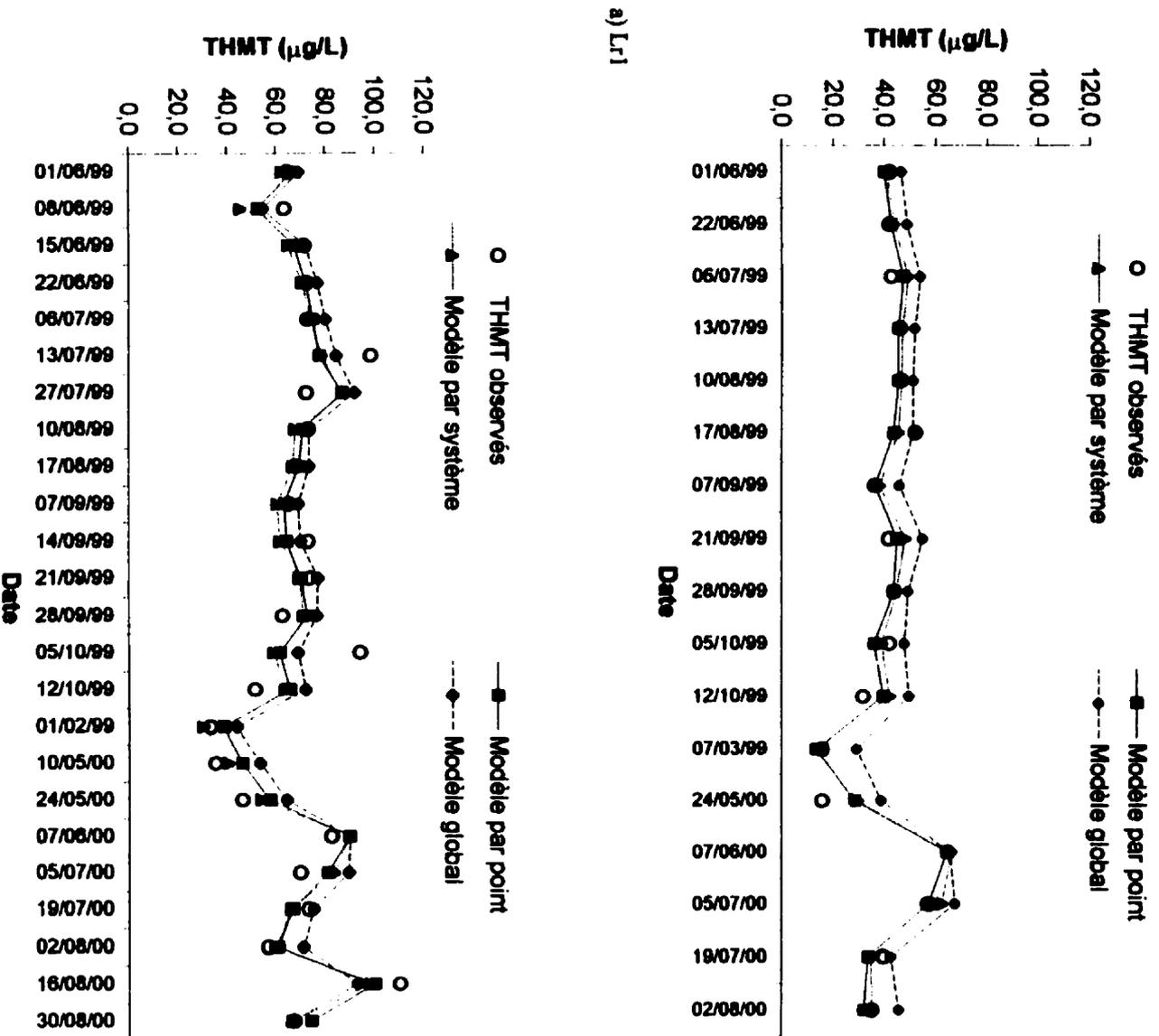
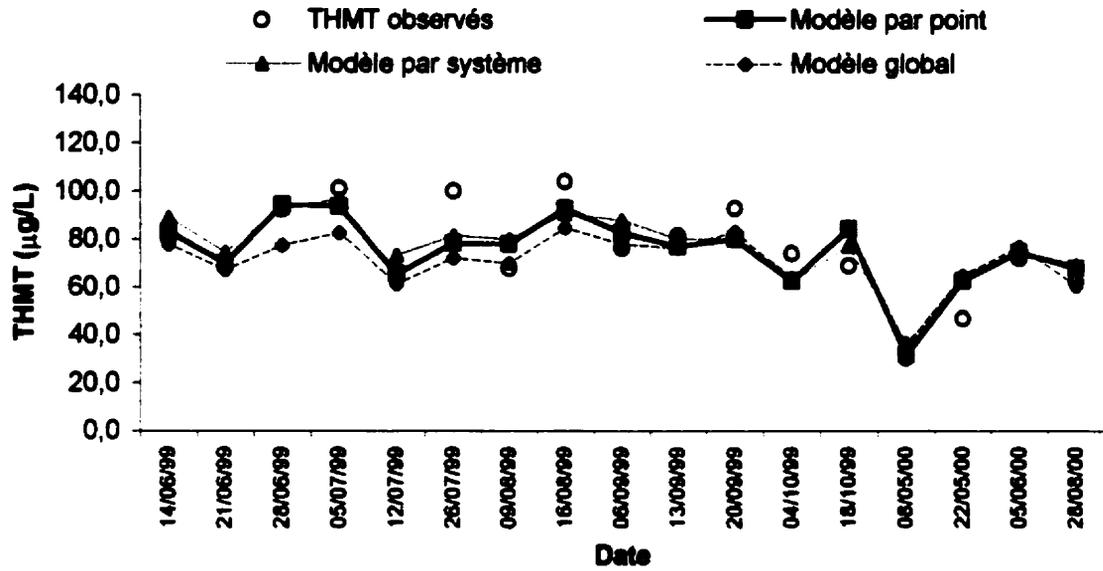
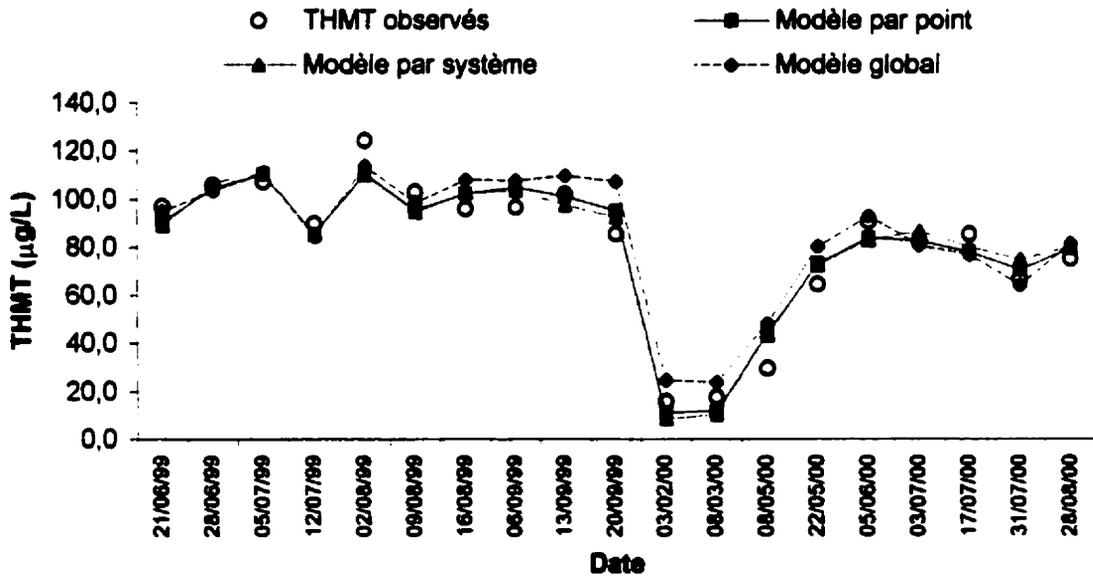


Figure 13 – Performances des modèles développés pour le système de Lévis : a) Lr1, b)

Lr3

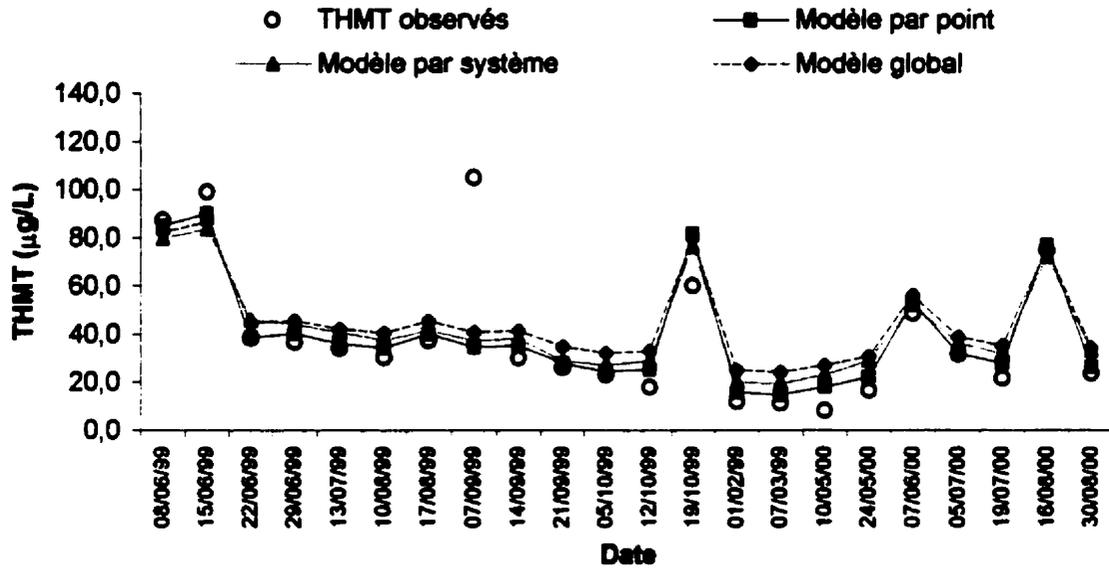


a) Qr1

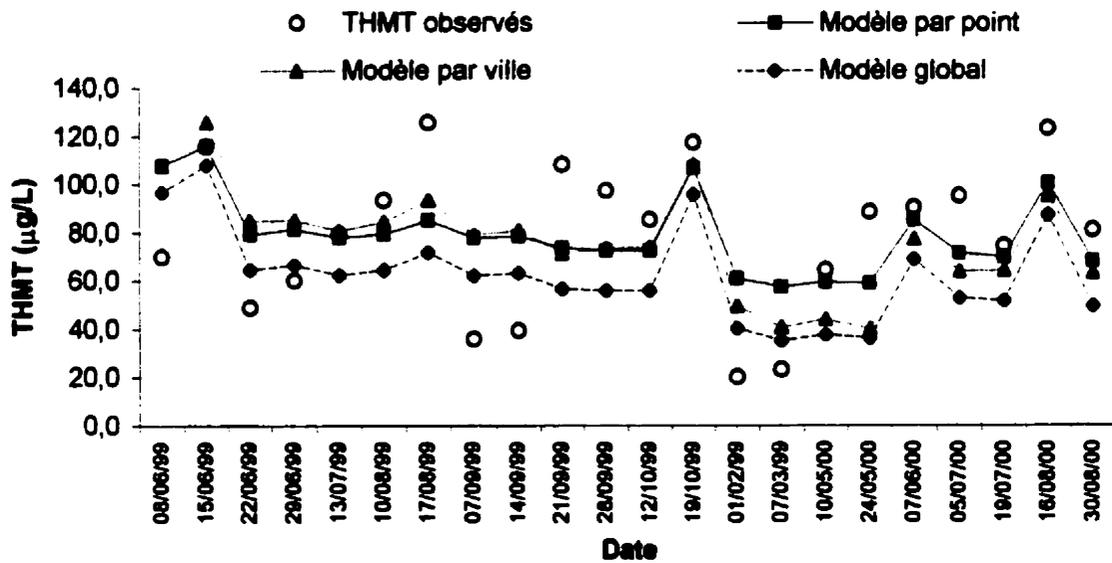


b) Qr5

Figure 14 – Performances des modèles développés pour le système de Québec : a) Qr1, b) Qr5



a) Sr1



b) Sr3

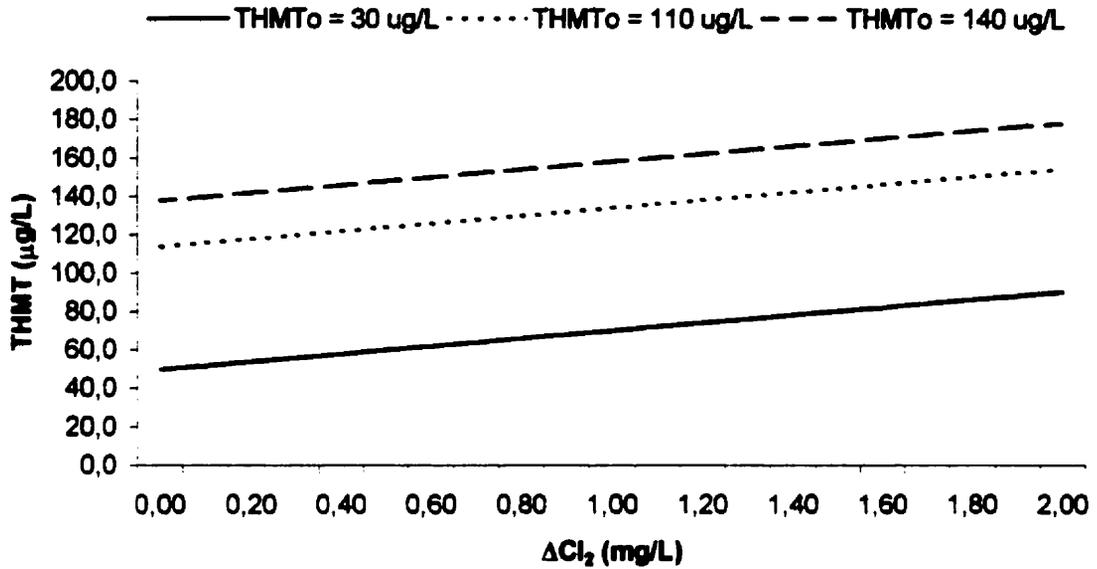
Figure 15 – Performances des modèles développés pour le système de Sainte-Foy : a) Sr1, b) Sr3

Il apparaît que les performances des *modèles par point* et des *modèles par système* sont relativement semblables tandis que celle du *modèle global* est généralement moins précise que ces deux derniers. Il est intéressant de constater que, pour tous les réseaux étudiés, les modèles développés sont aptes à estimer l'augmentation des concentrations de THMT entre l'usine et l'extrémité du réseau de distribution ainsi que d'estimer de façon acceptable leur variation saisonnière. Par contre, les modèles ont généralement de la difficulté à estimer les concentrations faibles et élevées de THMT. Compte tenu des corrélations observées entre la majorité des paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau, et que l'information précise du temps de séjour de l'eau dans le réseau n'est pas connue, les modèles développés démontrent une bonne capacité à estimer la formation des THMT.

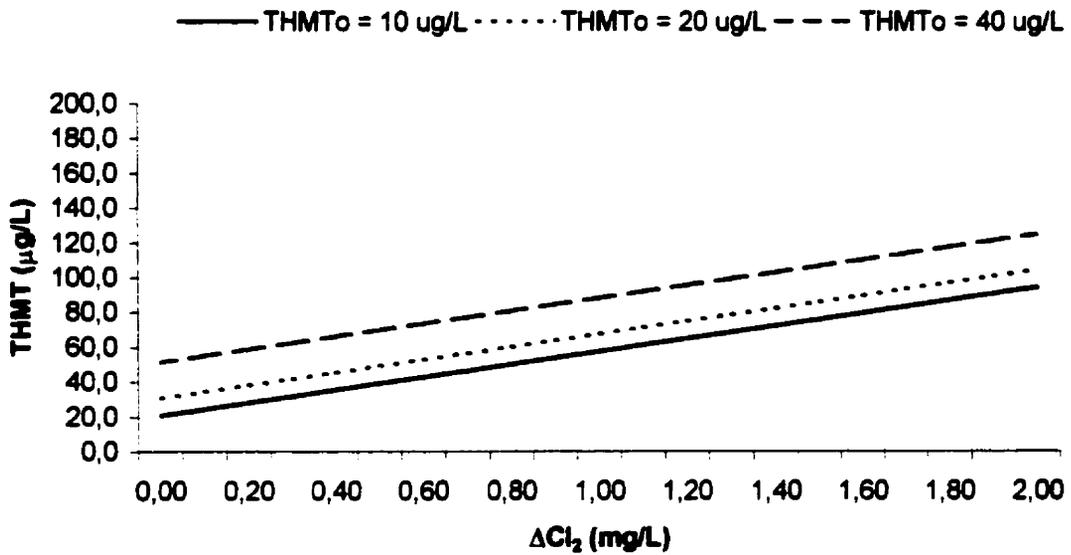
Les modèles développés ont toutefois un désavantage. Ils ont comme variable indépendante un paramètre difficile à obtenir de façon routinière, soit les THMT₀. Des modèles par système ont donc été développés uniquement avec les variables ΔCl_2 , COT, UV-254 et T. Ces modèles sont présentés à l'annexe C. Il est à noter que les modèles sans THMT₀ ont une efficacité beaucoup moins élevée que ceux présentés dans cette section.

5.5.3 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité des modèles permet d'observer l'effet individuel ou combiné des variables indépendantes sur la formation des THMT. Elle permet aussi d'estimer les concentrations de THMT dans le réseau à partir de valeurs connues ou estimées des variables indépendantes. Ce type d'analyse a été effectué à partir des *modèles par système* et du *modèle global* (figures 16 et 18). Pour les systèmes de Beauport, Charlesbourg, Lévis et Sainte-Foy, la gamme des valeurs pour la variable ΔCl_2 (axe des abscisses) correspond à l'étendue des valeurs de l'ensemble des observations pendant la période de l'étude. Pour la variable THMT₀, la valeur arrondie au dixième près du 10^e, 50^e et 90^e centiles de l'ensemble des observations relatives à chaque système a été prise. Pour le système de Québec, une analyse supplémentaire a été réalisée afin de tester la sensibilité du modèle à la température de l'eau (figure 17).

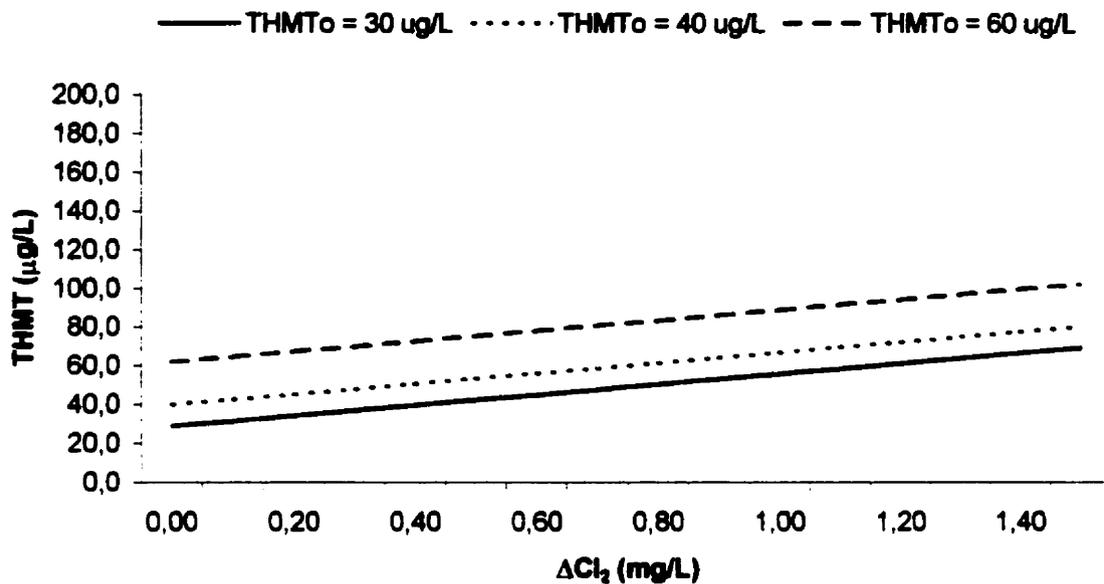


a) Beauport

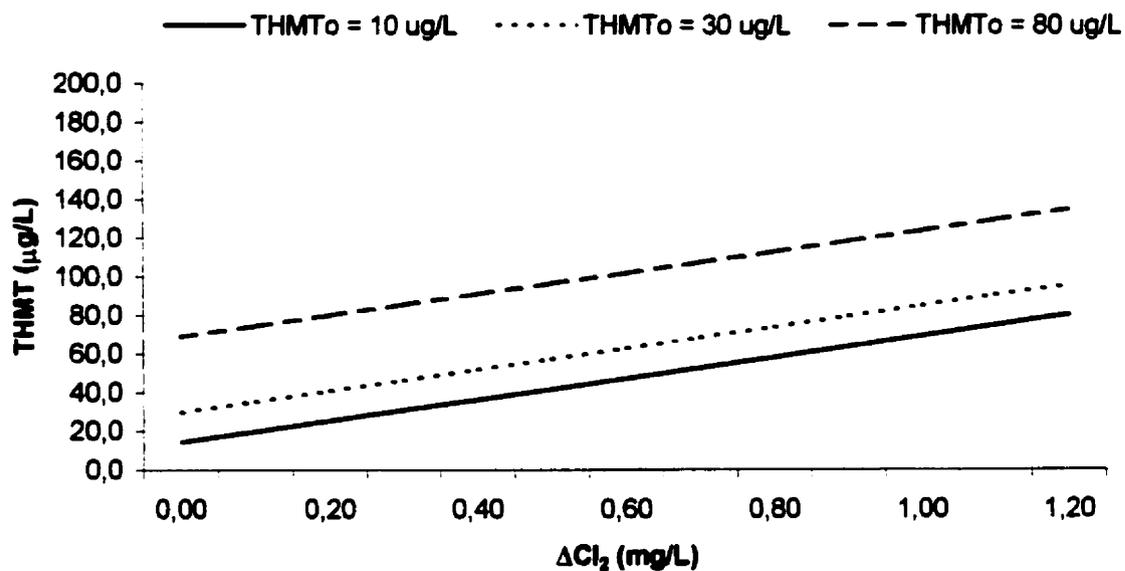


b) Charlesbourg

Figure 16 – Analyse de sensibilité des modèles par système : a) Beauport, b) Charlesbourg, c) Lévis, d) Sainte-Foy

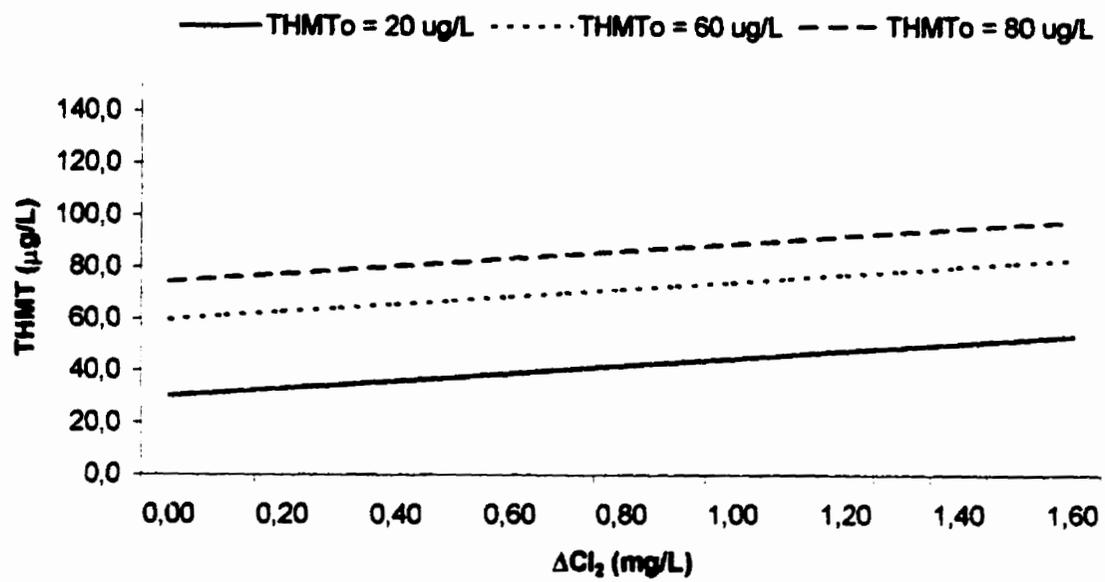


c) Lévis

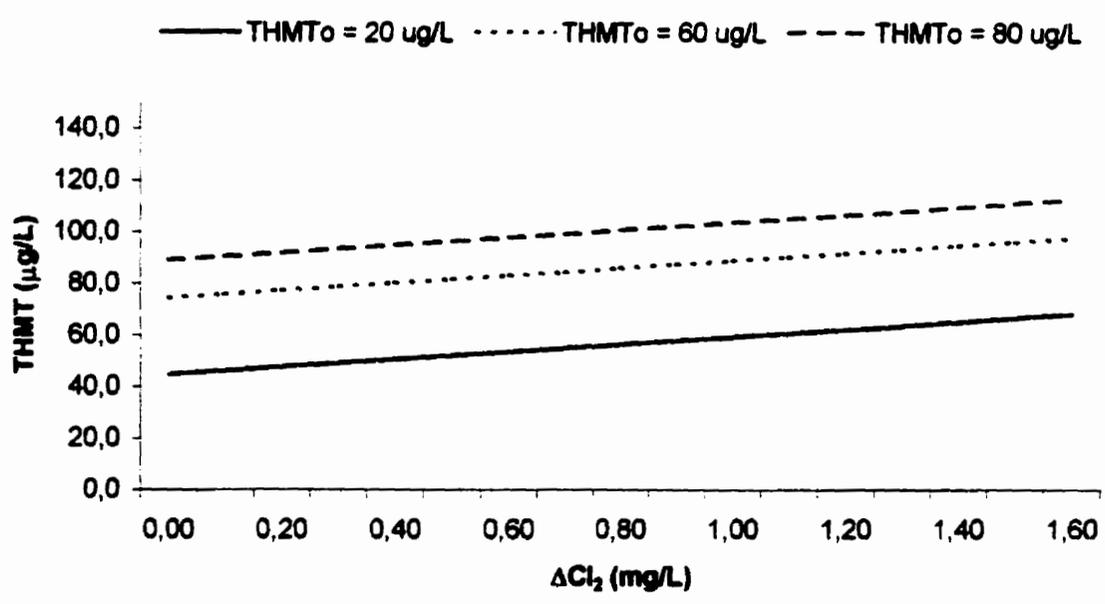


d) Sainte-Foy

Figure 16 - (Suite)



a) Température de 10°C



b) Température de 20°C

Figure 17 – Analyse de sensibilité du modèle par système pour Québec : a) température de 10°C, b) température de 20°C

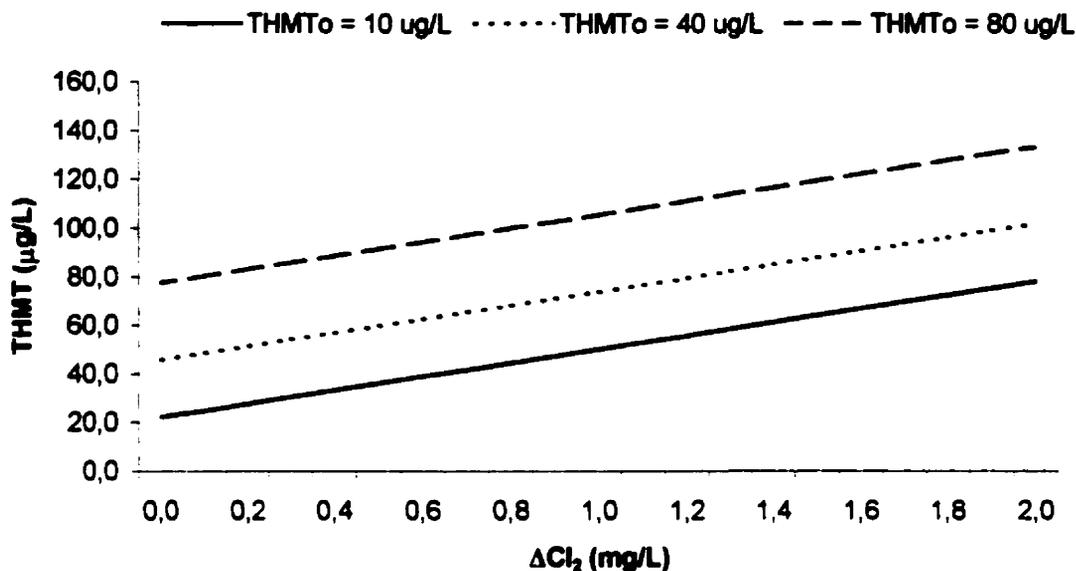


Figure 18 – Analyse de sensibilité du *modèle global*

Dans les figures 16 à 18, le ΔCl_2 représente l'évolution spatio-temporelle des THMT tandis que le THMT_0 représente plutôt l'évolution saisonnière des THMT. Il faut toutefois noter que le ΔCl_2 contribue aussi à la variation saisonnière des THMT. À l'aide de ces figures, il est possible d'estimer l'effet du ΔCl_2 sur la formation des THMT. Par exemple, un ΔCl_2 de 1 mg/L contribuerait à la formation supplémentaire de 20 µg/L, 36 µg/L, 26 µg/L, 16 µg/L et 55 µg/L de THMT pour les systèmes de Beauport, Charlesbourg, Lévis, Québec et Sainte-Foy, respectivement. Dans le cas du système de Québec (figure 17), une variation de la température de 10°C donne une variation en THMT de près de 15 µg/L. Par contre, tel que mentionné précédemment, la température étant corrélée avec le THMT_0 et le ΔCl_2 , il s'avère très difficile d'évaluer l'effet d'un paramètre en particulier sur la formation des THMT.

Il est aussi intéressant d'observer l'analyse de sensibilité du modèle global (figure 18) puisque ceci permet d'estimer les concentrations de THMT formés dans des réseaux semblables à ceux étudiés dans ce mémoire. Ce modèle est toutefois seulement applicable à

des réseaux utilisant un traitement similaire et ayant une qualité de l'eau semblable à celle des systèmes étudiés. À l'aide de la figure 18, il est possible d'observer que dans un réseau où la concentration initiale en THMT serait de 40 µg/L et dans un point où la consommation en chlore résiduel libre serait de 2 mg/L (en extrémité) par rapport à la concentration de chlore initial à l'eau chlorée, la concentration de THMT serait d'environ 100 µg/L. De la même façon, si le THMT₀ était de 80 µg/L, cette concentration atteindrait près de 130 µg/L.

Il est à noter qu'aucun des secteurs de réseaux étudiés ne subit une re-chloration. Si tel avait été le cas, l'effet du ΔCl_2 aurait été probablement plus important. En d'autres termes, un site de re-chloration entraînerait une augmentation du chlore résiduel libre dans le réseau, donc il serait possible d'avoir une plus grande consommation de chlore, ce qui donnerait une plus grande concentration de THMT à condition que la MON ne soit pas le facteur limitant de la réaction.

5.5.4 Utilité des résultats

Les résultats de cette étude peuvent être utiles de différentes façons. D'une part, ils seront utiles pour les responsables des ministères et organismes environnementaux dans les cas de mises à jour des normes relatives aux THM. En effet, les normes proposés par le gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, 2000) sont basées sur celles appliquées aux États-Unis. Or, ces normes ne sont pas spécifiques aux conditions saisonnières du Québec, soit de grandes variations de température et de qualité de l'eau. D'autre part, les résultats seront utiles pour les responsables des municipalités. Ils permettent d'identifier les paramètres qui affectent le plus la formation des THM, ce qui s'avère une information utile pour améliorer les opérations de façon à minimiser les précurseurs des THM et la formation de ces derniers. Les modèles développés peuvent aussi servir d'outils de gestion de la formation des THM dans les réseaux de distribution. Les modèles permettraient d'estimer, à partir d'une campagne d'échantillonnage

relativement simple, les concentrations en THMT dans divers points du réseau de même qu'identifier les endroits et les périodes où celles-ci seraient les plus élevées. Ceci permettrait d'une part, de tenir compte des concentrations de THMT à l'extrémité du réseau lors des opérations routinières (choix des sites d'échantillonnage pour le contrôle de la qualité) et, d'autre part, d'évaluer la pertinence de modifier la stratégie de désinfection (par exemple, l'identification des sites possibles de re-chloration en réseau afin de diminuer les niveaux de chloration à l'usine de traitement). Ce type d'analyse pourrait être entrepris à l'aide des *modèles par point* et des *modèles par système*. Notons que le *modèle global* pourrait être utile pour l'estimation des concentrations en THMT dans un réseau différent, mais ayant des caractéristiques semblables aux systèmes étudiés (paramètres opérationnels et de la qualité de l'eau dans la gamme des valeurs des systèmes étudiés).

Les modèles pourraient être aussi utiles dans le cadre de l'estimation de l'exposition dans une étude épidémiologique (Milot, 1999). En effet, les modèles développés ont l'avantage d'estimer les concentrations en THMT de façon saisonnière, c'est-à-dire sur des périodes relativement courtes. L'estimation spatio-temporelle des THMT serait utile par exemple dans le cas des études épidémiologiques concernant l'exposition humaine aux THM dans l'eau potable et les problèmes de reproduction (par exemple, les nouveaux nés de faibles poids et les accouchements prématurés). La plupart des études épidémiologiques publiées dans ce domaine ne considèrent pas des valeurs de concentrations de THM qui représentent les variations saisonnières de l'exposition de la population aux THM dans l'eau potable. Par exemple, dans ce genre d'étude, Waller et al. (1998) ont estimé les niveaux d'exposition aux THM en calculant la moyenne des concentrations mesurées à l'usine de traitement durant le premier trimestre de la grossesse. Quant à Bove et al. (1995), leurs concentrations de THM ont été estimées à partir des valeurs ponctuelles de concentrations mensuelles. Ces estimations ne sont qu'approximatives puisqu'elles ne tiennent pas compte de la variation spatio-temporelle des concentrations de THM dans les réseaux de distribution. Les modèles développés permettraient la génération d'informations sur les concentrations de THM dans une période d'étude spécifique et ce à partir de l'information sur les variables prédictives ($THMT_0$, ΔCl_2 et T).

6. Conclusions et recommandations

Cette étude a démontré que la formation des THM dans les réseaux de distribution varie de façon significative dans le temps et dans l'espace. Pour l'ensemble des systèmes étudiés, les concentrations de THM mesurées en été ont été de 2 à 6 fois supérieures à celles observées en hiver. De plus, les THMT formés avant distribution à la population (à l'eau chlorée en usine) peuvent constituer de 40 à 75% des THMT observés à l'extrémité d'un réseau de distribution.

Durant la période d'étude, les concentrations de THM les plus élevées étaient de 237 µg/L pour le système de Beauport, 142 µg/L pour le système de Charlesbourg, 110 µg/L pour le système de Lévis et 125 µg/L pour les systèmes de Québec et Sainte-Foy. Les résultats ont démontré, à l'exception du système de Beauport, que les concentrations moyennes annuelles de THMT à l'extrémité des réseaux étaient inférieures à 80 µg/L. Par contre, ces valeurs sont probablement surestimées puisque peu de données de THMT ont été générées entre les mois de novembre et d'avril.

Cette étude a aussi démontré que, pour un système de distribution d'eau potable réel, l'auto-corrélation entre les paramètres opérationnels et ceux de la qualité de l'eau rend difficile l'identification de l'effet individuel de ces paramètres sur la formation des THM. De même, en raison de cette auto-corrélation, il n'est pas possible d'inclure, dans les modèles, tous les facteurs qui influencent théoriquement la formation des THM. Les meilleurs paramètres prédictifs des concentrations de THMT en réseau semblent être la concentration de THMT à la sortie de l'usine de traitement (THMT₀) ainsi que la consommation de chlore entre l'usine et ce même point (ΔCl_2). Avec seulement les paramètres prédictifs qui se sont avérés statistiquement significatifs, il est difficile pour les responsables des usines de traitement d'identifier l'impact des paramètres de qualité responsables de la formation des THM.

Des recommandations sont faites dans le but d'améliorer, dans les recherches futures, l'analyse des résultats et la fiabilité des modèles développés. Ces recommandations sont plus particulièrement faites au niveau de la méthodologie, soit par l'amélioration de l'échantillonnage ou par la mesure de nouveaux paramètres susceptibles d'être corrélés avec la formation des THM.

Tout d'abord, il est recommandé de mesurer systématiquement les THM à partir de la pré-chloration dans l'usine de traitement d'eau potable. En effet, il y avait en moyenne environ 50% des THM qui étaient déjà formés à la sortie de l'usine par rapport à l'extrémité du réseau de distribution. Il apparaît donc important de déterminer quelle est la contribution de la pré-chloration à ce pourcentage. De cette façon, il serait possible de juger de la pertinence de la pré-désinfection de l'eau brute par le chlore.

Il semble aussi important de générer une meilleure connaissance des temps de séjour de l'eau à travers les réseaux de distribution. Toutefois, l'estimation de la variabilité du temps de séjour est une tâche complexe et laborieuse, mais nécessaire à l'obtention d'un modèle de plus grande qualité. Une alternative serait d'estimer les temps de séjour à l'aide d'un modèle hydraulique. Avec une meilleure connaissance des temps de séjour, il serait possible d'effectuer des campagnes d'échantillonnage dans lesquelles les délais de prélèvement entre deux points tiennent compte de la différence du temps de séjour de l'eau entre ces deux points.

La variabilité du temps de séjour dans une journée est le résultat des variations de la demande d'eau dans le réseau et peut avoir comme conséquence une variabilité des concentrations de THM. La méthodologie actuelle ne permet pas de vérifier la variabilité journalière des THM puisque la mesure effectuée est basée sur un prélèvement ponctuel. De sorte à diminuer l'erreur causée par une possible variabilité, il serait intéressant d'effectuer les mesures de THM sur un échantillon composite qui combine les échantillons prélevés à des heures différentes de la journée. Par contre, cette méthode demeure

laborieuse puisqu'elle requiert plusieurs campagnes d'échantillonnage dans la même journée.

Enfin, il apparaît important de déterminer des indicateurs de MON plus spécifiques aux précurseurs de THM. En effet, il semble que la mesure de l'UV-254 ne soit pas assez précise pour une eau de réseau de distribution faiblement chargée en MON et que la mesure du COT ne soit pas représentative de la réactivité de la MON avec les THM. La mesure de la fluorescence pourrait être une alternative intéressante.

7. Références bibliographiques

- Amy, G.L., Chadik, P.A., et Z.K. Chowdhury (1987). *Developing models for predicting trihalomethane formation potential and kinetics*. Journal of the American Water Works Association, 79 (7): 89.
- Amy, G.L., Tan, L. et M.K. Davis (1991). *The effects of ozonation and activated carbon adsorption on trihalomethane speciation*. Water Research, 25 (2): 191.
- Andrews, S.A. et P.M. Huck (1996). *Using fractionated organic matter to study ozonation by-product formation*. Disinfection by-products in water treatment, Lewis publishers: 411.
- Bove, F.J. et al. (1995). *Public drinking water contamination and birth outcomes*. American Journal of Epidemiology, 141 (9): 850.
- Carter, J.T., Rice, E.W., Buchberger, S.E. et Y. Lee (2000). *Relationships between levels of heterotrophic bacteria and water quality parameters in the drinking water distribution system*. Water Research, 34 (5): 1495.
- Childress, A.E., Vrijenhoek, E.M., Elimelech, M., Tanaka, T.S. et M.D. Beuhler (1999). *Particulate and THM precursor removal with ferric chloride*. Journal of Environmental Engineering, 125 (11): 1054.
- Chin, Y., Aiken, G. et E. O'Loughlin (1994). *Molecular Weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances*. Environmental Science & Technology, 28 : 1853.
- Connell, G.F. (1996). *The chlorination/chloramination handbook*. Water Disinfection Series, American Water Works Association, 171 p.

- Craun, G.F. (1985). *Epidemiologic considerations for evaluating associations between the disinfection of drinking water and cancer in humans*. *Water Chlorination : Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, 5 : 133.
- Croué, J.-P., Martin, P.S. et B. Legube (1993). *Les matières hydrophobes et hydrophiles des eaux de retenue – extraction, caractérisation et quantification*. *Water Supply*, 11: 51.
- Croué, J.-P., Korshin, G.V., Leenheer, J.A. et M.M. Benjamin (1998). *Isolation, fractionation and characterization of natural organic matter in drinking water*. AWWARF report.
- Dodds, L., King, W., Woolcott C. et J. Pole (1999). *Trihalomethanes in public water supplies and adverse birth outcomes*. *Epidemiology*, 10 (3) : 233.
- Droste, R.L. (1997). *Theory and practice of water and wastewater treatment*. J. Wiley & Sons, New York, Toronto, 800 p.
- El-Dib, M.A. et R.K. Ali (1995). *THMs formation during chlorination of raw Nile river water*. *Water Research*, 29 (1) : 375.
- Faust, S.D. et O.M. Aly (1998). *Chemistry of water treatment*. Arbor Press (2^{ème} éd.), 581p.
- Galapate, R.P., Base, A.U., Ito, K., Iwase, K. et M. Okada (1999). *Trihalomethane formation potential prediction using some chemical functional groups and bulk parameters*. *Water Research*, 33 (11) : 2555.
- Garcia-Villanova, R.J., Garcia, C., Gomez, J.A., Garcia, M.P. et R. Ardanuy (1997a). *Formation, evolution and modeling of trihalomethanes in the drinking water of a town : I. At the municipal treatment utilities*. *Water Research*, 31 (6) : 1299.

- Garcia-Villanova, R.J., Garcia, C., Gomez, J.A., Garcia, M.P. et R. Ardanuy (1997b). *Formation, evolution and modeling of trihalomethanes in the drinking water of a town : II. In the distribution system*. *Water Research*, 31 (6) : 1405.
- Gomella, C. et H. Guerrée (1973). *Le traitement des eaux de distribution*. Éditions Eyrolles, Paris, 201 p.
- Gouvernement du Québec (1984). *Règlement sur l'eau potable*. *Gazette officielle du Québec*, 7 p.
- Gouvernement du Québec (1997). *L'eau potable au Québec : un second bilan de sa qualité*. Bibliothèque Nationale du Québec, 36 p.
- Gouvernement du Québec (2000). *Projet de règlement sur la qualité de l'eau potable*. *Gazette Officielle du Québec*, 28 : 4639.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T. et H.C. Lim (1999). *Biological wastewater treatment*. Marcel Dekker, Inc., 2^{ième} édition, 1076 p.
- Hem, L.J. et H. Efraimsen (2001). *Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter*. *Water Research*, 35 (4): 1106.
- Jorgenson, T.A., Meierhenry, E.F., Rushbrook, C.J., Bull, R.J. et M. Robinson (1985). *Carcinogenicity of chloroform in drinking water to male Osborne-Mendel rats and female B6C3F1 mice*. *Fundamental of Applied Toxicology*, 5 : 760.
- King, W.D. et L.D. Marret (1996). *Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada)*. *Cancer Causes and Control*, 7 (6) : 596.

- Krasner, S.W. (1999). *Chemistry of disinfection by-product formation*. Formation and control of disinfection by-products in drinking water, American Water Works Association, Denver, p.27-51.
- Krasner, S.W. et G. Amy (1995). *Jar-test evaluations of enhanced coagulation*. Journal of the American Water Works Association, 87 (10): 93.
- Krasner, S.W., Croué, J.-P., Buffle, J. et E.M. Perdue (1996). *Three approaches for characterizing NOM*. Journal of the American Water Works Association, 88 (6): 66.
- Levallois, P. (1997). *Qualité de l'eau potable et trihalométhanes*. Bulletin d'Information en Santé Environnementale, 8 (6): 1.
- Li, C.-W., Benjamin, M.M. et G.V. Korshin (2000). *Use of UV spectroscopy to characterize the reaction between NOM and free chlorine*. Environmental Science & Technology, 34 (12) : 2570.
- Montgomery, J.M. (1991). Final report : Disinfection/disinfection by-products database and model project. American water works associations, Denver, Colorado, 243 p.
- NCI (1976). Report on the carcinogenesis bioassay of chloroform. National cancer institute, NCI-CG-TR-155.
- NTP (1985). Toxicity and carcinogenesis studies of chlorodibromomethane in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). Rapport technique No. 282, National toxicology program.
- NTP (1987). Toxicity and carcinogenesis studies of bromodichloromethane in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). Rapport technique No. 321, National toxicology program.

- NTP (1989). Toxicity and carcinogenesis studies of bromoform in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). Rapport technique No. 350, National toxicology program.
- Oxenford, J.L. (1996). Disinfection by-products : current practices and future directions. Disinfection by-products in water treatment : the chemistry of their formation and control, Lewis Publisher, 502 p.
- Owen, D.M., Amy, G.L. et Z.K. Chowdhury (1993). Characterization of natural organic matter and its relationship to treatability. American Water Works Association, Denver, colorado.
- Pomes, M.L., Green, W.R., Thurman, E.M., Orem, W.H. et H.E. Lerch (1999). *DBP formation potential of aquatic humic substances*. Journal of the American Water Works Association, 91 (3): 103.
- Randtke, S.J. (1988). *Organic contaminant removal by coagulation and related process combination*. Journal of the American Water Works Association, 80 (5): 40.
- Raymond, N. (1995). Guide de procédures: assurance et contrôle de la qualité pour les travaux analytiques contractuels en chimie. Publications du Québec.
- Rodriguez, M.J., Morin, M. et J.B. Sérodes (1999a). *Updating drinking water regulations on THMs in Quebec: impact on small systems*. Proceeding Annual AWWA Conferences, Chicago, II.
- Rodriguez, M.J., Sérodes, J.B., Milot, J. et M.D. Montixi (1999b). *A new modelling approach to simulate chlorine demand and THMs formation in drinking water*. Proceeding Annual AWWA Conferences, Chicago, II.
- Rodriguez, M.J. et J.-B. Sérodes (2001). *Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems*. Water Research, 35 (6): 1572.

Rook, J.J. (1971). *Headspace analysis in water*. *H₂O*, 4 (17): 385.

Rook, J.J. (1977). *Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters*. *Environmental Sciences and Technologies*, 11 (5) : 478.

Rousseau, H. (1993). *Suivi des concentrations de THM dans huit (8) réseaux de distribution d'eau potable au Québec*. Division des eaux de consommation, Direction des écosystèmes urbains, Ministère de l'Environnement, Gouvernement du Québec, 54 p.

Santé Canada (1996). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, Sixième édition.

Santé Canada (1998). *Eau chlorée et effets sur la santé*. Document d'information. Gouvernement du Canada, 20 p.

Schutz, C.R. et D.A. Okun (1984). *Surface water treatment for communities in developing countries*. J. Wiley & sons, 299 p.

Singer, P.C. (1994). *Control of disinfection by-products in drinking water*. *Journal of Environmental Engineering*, 120 (4): 727.

Singer, P.C. (1999). *Humic substances as precursors for potentially harmful disinfection by-products*. *Water Science and Technology*, 40 (9): 25.

SPSS France (1997). *SPSS Base 7.5 pour Windows*. Manuel d'utilisation, Boulogne, France, 467 p.

Swan, S.H. et al. (1998). *A prospective study of spontaneous abortion: relation to amount and source of drinking water consumed in early pregnancy*. *Epidemiology*, 9 (2): 126.

Trussel, R.R. et M.D. Umphres (1978). *The formation of trihalomethanes*. Journal of the American Water Works Association, 70 (11): 604.

USEPA (1992). *Analysis of potential trade-offs in regulation of disinfection by-products*. United States Environmental Protection Agency.

USEPA (1994). National primary drinking water regulations; Disinfectants and disinfection byproducts. Proposed rule, Federal register, 59: 145: 38667.

Waller, K. Et al. (1998). *Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion*. Epidemiology, 9 (2): 134.

Annexe A: Adresse postale de chaque site d'échantillonnage

Point d'échantillonnage	Adresse postale
B1	Usine de filtration de Beauport
B2	Usine de filtration de Beauport
B3	Station de pompage, boul. Saint-Joseph, Beauport
B4	415 boul. Raymond, Beauport
B5	475 boul. Sainte-Anne, Beauport
C1	Poste de chloration, chemin du Bon-Pasteur, Charlesbourg
C2	Poste de chloration, chemin du Bon-Pasteur, Charlesbourg
C3	8550 boul. Cloutier, Charlesbourg
C4	7505 1 ^{ère} avenue, Charlesbourg
C5	4100 1 ^{ère} avenue, Charlesbourg
L1	Usine de filtration de Lévis
L2	Usine de filtration de Lévis
L3	Usine de filtration de Lévis
L4	Usine de filtration de Lévis
L5	Station service, Côte du passage, face à l'usine de filtration, Lévis
L6	Station de pompage, rue Saint-Laurent, Lévis
L7	4685 rue Saint-Laurent, Lévis
Q1	Usine de filtration de Québec
Q2	Usine de filtration de Québec
Q3	Usine de filtration de Québec
Q4	Usine de filtration de Québec
Q5	Station de pompage de Venturi, Québec
Q6	Station de pompage de Verdun nord, Québec
Q7	304 rue Richelieu, Québec
Q8	54 Côte du Palais, Québec
Q9	1 Côte de la Fabrique, Québec
S1	Usine de filtration de Sainte-Foy
S2	Usine de filtration de Sainte-Foy
S3	Usine de filtration de Sainte-Foy
S4	Usine de filtration de Sainte-Foy
S5	Usine de filtration de Sainte-Foy
S6	Usine de filtration de Sainte-Foy
S7	2125 rue Sainte-Foy, Sainte-Foy
S8	901 rue Myrand, Sainte-Foy
S9	1035 rue Myrand, Sainte-Foy

Annexe B : Caractéristiques des *modèles par système* non retenus

Systèmes	Coefficients statistiques				Paramètres statistiques			Signification des variables				Erreur *
	cste	THMT ₀	ΔCl ₂	T	n	r ²	Sig.	cste	THMT ₀	ΔCl ₂	T	
Beauport	24,56	0,78	25,10	-0,02	29	0,569	0,000	0,233	0,000	0,090	0,988	30,0
Charlesbourg	7,30	0,99	36,22	0,30	67	0,798	0,000	0,265	0,000	0,000	0,554	23,1
Lévis	-6,36	1,02	25,81	0,35	61	0,775	0,000	0,200	0,000	0,000	0,194	15,2
Québec	12,40	0,92	18,61	n.a.	104	0,689	0,000	0,007	0,000	0,000	n.a.	18,7
Sainte-Foy	-1,04	0,74	52,86	0,58	44	0,556	0,000	0,926	0,000	0,000	0,339	46,1

* Erreur : moyenne de l'erreur relative entre la valeur prédite et la valeur observée
n.a. : non applicable

Annexe C : Caractéristiques des modèles par système développés sans la variable THMT₀

Systèmes	Coefficients statistiques				Paramètres statistiques			Signification des variables				Erreur* (%)		
	cste	ΔCl_2	T	COT	UV-254	n	r ²	Sig.	cste	ΔCl_2	T		COT	UV-254
Beauport	27,80	34,98	n.a.	n.a.	430,71	29	0,234	0,012	0,399	0,035	n.a.	n.a.	0,063	46,8
Charlesbourg	-24,73	24,27	1,80	22,70	n.a.	59	0,600	0,000	0,135	0,000	0,042	0,000	n.a.	26,3
Lévis	11,55	26,02	0,93	n.a.	198,19	51	0,460	0,000	0,174	0,000	0,012	n.a.	0,043	19,0
Québec	18,79	19,93	2,42	n.a.	279,44	94	0,552	0,000	0,003	0,000	0,000	n.a.	0,074	23,7
Sainte-Foy	11,02	61,94	n.a.	n.a.	331,86	42	0,435	0,000	0,325	0,000	n.a.	n.a.	0,108	57,4

* Erreur : moyenne de l'erreur relative entre la valeur prédite et la valeur observée
n.a. : non applicable