

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

INFLUENCE DES PARAMÈTRES STRUCTURELS ET OPÉRATIONNELS
SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DANS UN RÉSEAU DE DISTRIBUTION

MARIE-CLAUDE BESNER
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLOME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AOÛT 1999

© Marie-Claude Besner, 1999.



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

Acquisitions et
services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

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.

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.

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 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.

0-612-53555-X

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

INFLUENCE DES PARAMÈTRES STRUCTURELS ET OPÉRATIONNELS
SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DANS UN RÉSEAU DE DISTRIBUTION

présenté par : BESNER Marie-Claude

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. DESJARDINS Raymond, M.Ing., président

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., directrice de recherche

M. MILLETTE Robert, D.Sc.A., membre

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier ma directrice de recherche Mme Michèle Prévost, titulaire de la Chaire CRSNG en eau potable, pour la confiance qu'elle m'a accordée. Je remercie également M. Raymond Desjardins, professeur à la Chaire, M. Robert Millette, ingénieur à l'usine de production d'eau potable de la Ville de Montréal ainsi que M. Robert Chapleau, professeur à la section Transport du département de génie civil et membre invité, d'avoir accepté de juger ce mémoire.

J'aimerais adresser des remerciements particuliers à M. Vincent Gauthier, chercheur invité, qui, pendant le congé sabbatique de Mme Prévost, m'a offert tout le support nécessaire à la réalisation de mon projet. Des remerciements sont également adressés à M. Benoît Barbeau, associé de recherche à la Chaire en eau potable, pour ses judicieux conseils. Le support fourni fut grandement apprécié. Je ne peux passer sous silence la collaboration de M. Martin Trépanier, étudiant au doctorat à la section Transport du département de génie civil, sans lequel le logiciel de visualisation n'aurait jamais vu le jour.

Comme ce projet n'aurait pu être réalisé sans la collaboration des intervenants de la Ville de Montréal, j'aimerais remercier M. Claude Soly, chimiste et chef de section du contrôle de la qualité de l'eau, Messieurs Michel Aubé et Benoît Mercier, tous deux ingénieurs aux Travaux Publics ainsi que M. Louis Fugère, technicien, pour leur aide lors de la mise en place de la base de données. Je voudrais également remercier M. Robert Millette, ing. et M. Michel Gagné, ing. et chef de section (usines) pour leurs judicieux conseils, particulièrement lors de la réalisation de l'article scientifique.

Je voudrais remercier tout le personnel de la Chaire en eau potable ainsi que les autres étudiants pour leurs encouragements ainsi que les partenaires (CRSNG, Ville de

Montréal, Ville de Laval, Vallée Lefebvre & Associés – BPR, Compagnie Générale des Eaux, PICA, Groupe John Meunier) pour leur soutien financier.

Finalement, un sincère remerciement à mon conjoint et à ma famille pour le support moral et les encouragements fournis.

RÉSUMÉ

Un projet de recherche a été mis en place afin d'expliquer les variations de qualité de l'eau dans les zones 3-4-5 du réseau de distribution de la Ville de Montréal pour la période comprise entre les mois de janvier 1995 et de septembre 1998. Comme ces variations peuvent être engendrées par plus d'un facteur, la mise en place d'un outil qui puisse permettre une vision globale de l'ensemble des paramètres affectant la qualité de l'eau sur le réseau s'est avérée nécessaire. Les paramètres relatifs à la structure, à la gestion hydraulique et à la qualité de l'eau en réseau sont considérés dans cette étude.

La première phase du projet a consisté à développer une approche intégrée permettant la visualisation du réseau et des paramètres pouvant affecter la qualité de l'eau. Cette approche comprend trois composantes : (1) une base de données diversifiée incluant les paramètres structurels, opérationnels et qualité du réseau, mise en place à partir des informations disponibles à la Ville de Montréal; (2) un logiciel de simulation hydraulique (*EPANET*) utilisé pour le calcul des données opérationnelles du réseau; (3) un outil de visualisation graphique (*MADSIG*) développé sous le principe d'un système d'information géographique (*SIG*) qui permet la visualisation spatiale et temporelle de l'ensemble des paramètres sous forme de différentes couches d'information. Cette approche intégrée a par la suite été utilisée afin d'investiguer les corrélations possibles entre les différents paramètres considérés et leur effet sur la qualité de l'eau.

Les différentes corrélations obtenues indiquent que les apparitions de coliformes totaux dans le réseau sont plus élevées lorsque la température de l'eau est supérieure à 15°C et les concentrations de chlore libre résiduel inférieures à 0,10 mg/L. À certaines stations d'échantillonnage, des paramètres tels que le fonctionnement hydraulique (temps de séjour de l'eau), le régime d'écoulement et les bris de conduites ont possiblement influencé certains événements de coliformes.

Un plus grand nombre d'épisodes de bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA > 10 UFC/ml) est détecté en réseau à la fois lorsque les températures de l'eau sont plus faibles (<7°C) que lorsqu'elles sont plus élevées (>13°C). Ces deux événements peuvent être associés, respectivement, à température froide, à une efficacité moindre de la barrière de traitement (désinfection) et à température chaude, à un phénomène de recroissance bactérienne en réseau. L'augmentation des concentrations de chlore résiduel en réseau influence à la baisse la fréquence d'apparition des épisodes de BHA. Toutefois, à des concentrations de chlore total inférieures à 0,10 mg/L, une baisse de la fréquence d'apparition des épisodes de BHA est également observée, ce qui peut être associé à des concentrations probablement trop faibles de matière organique biodégradable correspondant aux longs temps de séjour en réseau.

Une augmentation de la température de l'eau influence à la hausse la consommation de chlore libre aux différentes stations d'échantillonnage de la zone 3 et les concentrations de chlore libre mesurées diminuent avec une augmentation du temps de séjour de l'eau en réseau. De plus, de faibles valeurs de chlore mesurées au point d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building* en 1997 ont pu être partiellement expliquées par la modification de la direction de l'écoulement de l'eau dans la zone 3 pendant cette période.

Finalement, au niveau de la structure du réseau, des corrélations entre les bris de conduites et les paramètres âge et matériau ont révélé que les conduites en fonte ductile non-revêtue installées entre 1963 et 1974 sont celles pour lesquelles la fréquence de bris est la plus élevée (9 bris / 10 km) pour la période comprise entre 1993 et 1996. Cette fréquence est également plus élevée pour les conduites présentant les plus fortes pressions d'eau (> 101 psi ou 696 kPa).

ABSTRACT

A study has been completed in order to explain water quality variations on a pilot sector (zones 3-4-5) of the City of Montreal distribution network between January 1995 and September 1998. Since more than one factor may be causing water quality variations, the need to develop a tool that can integrate all the parameters affecting water quality appeared necessary. Structural, operational and water quality parameters have been considered in this study.

The achievement of data integration to perform global network analysis was, therefore, the premise of the current project, for which two general objectives were identified. It was first important to obtain a visual representation of the distribution network along with all the parameters that can possibly affect microbial water quality. Therefore, an integrated approach, including three major components, has been developed in order to fulfill this particular objective: (1) a diversified database that includes structural, operational and water quality parameters collected from the City of Montreal; (2) a hydraulic simulation software (*EPANET*) that is used to calculate operational data of the network; (3) a computer-visualization tool (*MADSIG*), which is a geographic information system (GIS) type software that can illustrate spatial as well as temporal variations of all types of collected data by mean of different layers of information. This integrated approach has then been used to investigate the possible interactions between the considered parameters and their effect on microbial water quality.

The correlations obtained indicate that total coliform events on the network are higher when water temperatures are higher than 15°C and free chlorine concentrations lower than 0.10 mg/L. At some sampling locations, parameters like hydraulic functioning (water residence time), flow regime and pipe breaks have been associated with coliform occurrences.

Higher heterotrophic plate count events (HPC \geq 10 CFU/ml) are observed on the network when water temperatures are low ($<7^{\circ}\text{C}$) as well as when they become higher ($>13^{\circ}\text{C}$). These events have been associated, respectively, to possibly less efficient treatment barrier (at the disinfection level) during the coldest period and to bacterial regrowth phenomenon at higher water temperatures. HPC events on the network are lower when chlorine concentrations increase. However, when total chlorine concentrations are lower than 0.10 mg/L, a decrease in the number of events is observed, which can be associated with probably too low biodegradable organic matter concentrations corresponding to long water residence times in the network.

An increase in water temperatures also influence free chlorine consumption at the different sampling points located on zone 3 and the measured free chlorine concentrations decrease when water residence times increase. Moreover, low chlorine residuals measured at the *McIntyre Medical Sciences Building* sampling point in 1997 have been partially explained by modification to flow direction on zone 3 for the corresponding period.

Finally, at the structural level, correlations between pipe breaks and parameters such as pipe ages and materials indicated that unlined ductile iron pipes, installed between 1963 and 1974 had the higher pipe break frequency (9 breaks / 10 km) for the 1993-1996 period. Pipes experiencing high water pressures (> 101 psi or 696 kPa) also have higher pipe break frequencies.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iv
RÉSUMÉ.....	vi
ABSTRACT.....	viii
TABLE DES MATIÈRES.....	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xiv
LISTE DES FIGURES.....	xv
LISTE DES ABBRÉVIATIONS.....	xviii
LISTE DES ANNEXES.....	xix
CHAPITRE 1	
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2	
REVUE DE LITTÉRATURE.....	5
2.1 Influence des paramètres structurels d'un réseau sur la qualité de l'eau	5
2.1.1 Matériaux des conduites.....	5
2.1.1.1 Matériaux ferreux.....	6
2.1.1.2 Béton et ciments.....	8
2.1.1.3 Matériaux organiques.....	9
2.1.2 Diamètre des conduites.....	10
2.1.3 Âge des conduites.....	11
2.1.4 Bris de conduites et importance des procédures de désinfection après intervention.....	11
2.2 Influence des paramètres hydrauliques d'un réseau sur la qualité de l'eau	13
2.2.1 Temps de séjour de l'eau dans le réseau.....	13
2.2.2 Vitesse d'écoulement dans les conduites.....	14
2.2.3 Pression de l'eau à différents points du réseau.....	15

2.2.4 Configuration et mode d'opération des réservoirs.....	16
2.3 Influence des paramètres physico-chimiques d'un réseau sur la qualité de l'eau.....	17
2.3.1 Température de l'eau.....	17
2.3.2 Carbone organique dissous biodégradable.....	18
2.3.3 Chlore résiduel.....	19
2.4 Modélisation du fonctionnement hydraulique et de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution.....	22
2.5 Utilisation des systèmes d'information géoréférencée (SIG) et autres technologies pour optimiser la gestion des réseaux de distribution.....	24
CHAPITRE 3	
DÉVELOPPEMENT ET MISE EN PLACE D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE : DÉTAILS TECHNIQUES ET EXPÉRIMENTAUX.....	27
3.1 Description de la zone à l'étude.....	27
3.2 Mise en place de la base de données.....	31
3.2.1 Les données structurelles.....	31
3.2.2 Les données opérationnelles.....	33
3.2.3 Les données qualité.....	34
3.3 Mise en place de la modélisation hydraulique.....	35
3.3.1 Étalonnage du modèle.....	36
3.3.2 Modélisation des temps de séjour.....	39
3.3.3 Modélisation du chlore.....	42
3.4 Mise en place de l'outil de visualisation.....	46
CHAPITRE 4	
UTILISATION D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE AFIN D'EXPLIQUER LA QUALITÉ DE L'EAU D'UN RÉSEAU DE DISTRIBUTION (ARTICLE SCIENTIFIQUE).....	48

<i>Integrated approach to explain water quality in a distribution system.....</i>	49
4.1 Abstract.....	49
4.2 Introduction.....	49
4.3 Description of the area studied	52
4.4 Development of the integrated approach.....	53
4.4.1 Identification and collection of data.....	53
4.4.2 Hydraulic modeling of the network.....	54
4.4.3 Development of a visualization tool.....	55
4.5 Benefits of the model in explaining water quality.....	57
4.5.1 Specific sampling point analysis : "B" Street.....	57
4.5.2 General distribution system analysis : Effect of water temperature on the occurrence of total coliforms and HPC organisms.....	60
4.5.3 Effect of chlorine concentration on the occurrence of total coliforms	61
4.5.4 Effect of chlorine concentration on the occurrence of heterotrophic bacteria counts.....	62
4.5.5 Occurrence of pipe breaks on the network.....	63
4.6 Future developments.....	65
4.7 Conclusions.....	67
4.8 Acknowledgement.....	68
4.9 References.....	68
4.10 About the authors.....	72
4.11 Tables and figures.....	73

CHAPITRE 5

UTILISATION DE L'APPROCHE INTÉGRÉE POUR EXPLIQUER LES ÉPISODES DE COLIFORMES ET LES CONCENTRATIONS DE CHLORE EN RÉSEAU (RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES).....	81
5.1 Explications relatives à l'apparition des coliformes à certaines stations d'échantillonnage.....	81

5.1.1 Étude du régime d'écoulement.....	84
5.1.2 Étude des pressions minimales.....	86
5.1.3 Étude des bris.....	87
5.2 Explications relatives à l'évolution du chlore en réseau.....	91
5.2.1 Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau	91
5.2.2 Évolution du chlore libre en fonction du temps de séjour de l'eau en réseau.....	95
5.2.3 Étude de cas : Comportement du chlore mesuré au point d'échantillonnage <i>McIntyre Medical Sciences Building</i> en 1997	97
5.3 Conclusions.....	99
CHAPITRE 6	
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	100
6.1 Synthèse du projet de recherche.....	100
6.2 Perspectives.....	105
6.3 Conclusion générale.....	108
RÉFÉRENCES.....	111
ANNEXES.....	123

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 : Positive coliform events recorded at the "B" Street sampling point (1995-1998).....	76
---	----

LISTE DES TABLEAUX EN ANNEXE

Tableau A.1 : Description physique et modélisée des stations d'échantillonnage	126
Tableau B.1 : Pourcentage d'analyses avec coliformes totaux ≥ 1 UFC/100 ml en fonction de la température.....	128
Tableau B.2 : Pourcentage d'analyses en réseau avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la température.....	128
Tableau B.3 : Pourcentage d'analyses aux usines de traitement avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la température.....	129
Tableau B.4 : Pourcentage d'analyses avec coliformes totaux ≥ 1 UFC/100 ml en fonction du chlore libre.....	130
Tableau B.5 : Pourcentage d'analyses en réseau avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la concentration de chlore total.....	131
Tableau B.6 : Pourcentage d'analyses en réseau avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la concentration de chlore libre.....	132
Tableau B.7 : Bris de conduites en fonction de l'année d'installation et du matériau de fabrication.....	133
Tableau B.8 : Bris de conduites en fonction de la pression d'eau maximale.....	134
Tableau C.1 : Épisodes d'apparition de coliformes (janvier 1995 à septembre 1998).....	136

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 : Zones de distribution – réseau de distribution de la Ville de Montréal.....	28
Figure 3.2 : Stations de pompage et réservoirs - réseau Ville de Montréal.....	29
Figure 3.3 : Comparaison des zones 3-4-5 au reste du réseau au niveau des stations d'échantillonnage, du débit distribué, des épisodes positifs de coliformes et des avis de bouillir (1989-1997).....	30
Figure 3.4 : Comparaison des résultats relatifs aux débits dans les conduites (<i>EPANET</i> vs <i>AQUAGÉO</i>).....	37
Figure 3.5 : Comparaison des résultats relatifs aux pressions aux nœuds (<i>EPANET</i> vs <i>AQUAGÉO</i>).....	37
Figure 3.6 : Variation horaire relative des consommations sur les zones 3-4-5...	38
Figure 3.7 : Intervalles et valeurs moyennes de temps de séjour simulés par <i>EPANET</i> aux stations d'échantillonnage.....	40
Figure 3.8 : Distribution des temps de séjour (simulation <i>EPANET</i>).....	42
Figure 3.9 : Comparaison des concentrations de chlore total prédites et mesurées aux différents points de prélèvements (Zone 3, année 1997; $K_c=1,2 \text{ d}^{-1}$ et $K_p=1,6 \text{ m/d}$).....	44
Figure 3.10 : Distribution du chlore total (conditions relatives à la première semaine du mois de juillet 1997 – Modélisation <i>EPANET</i>).....	46
Figure 4.1 : McTavish in-ground tank and pumping station.....	73
Figure 4.2 : Modeled network represented according to node elevations.....	73
Figure 4.3 : The visualization software interface.....	74
Figure 4.4 : Information layers available in the visualization software.....	74
Figure 4.5 : MADSIG quality data representation.....	75
Figure 4.6 : Color legends used in MADSIG for quality data.....	75
Figure 4.7 : "B" Street sampling point.....	77

Figure 4.8 : Percentage of samples with total coliforms ≥ 1 CFU/100 ml and heterotrophic bacteria counts ≥ 10 CFU/ml (network and treatment plants) according to water temperature.....	78
Figure 4.9 : Percentage of samples with total coliforms according to free chlorine concentrations.....	78
Figure 4.10 : Percentage of samples with heterotrophic plate counts ≥ 10 CFU/ml with respect to total chlorine and free chlorine concentrations.....	79
Figure 4.11 : Pipe breaks and fraction of network length with respect to year of installation and material.....	79
Figure 4.12 : Occurrence of pipe breaks and fraction of network length with respect to maximal water pressure.....	80
Figure 5.1 : Nombre d'épisodes de coliformes totaux répertorié selon la zone de pression (1995-1998).....	82
Figure 5.2: Régime d'écoulement dans les conduites selon a) nombre de Reynolds minimum et b) selon nombre de Reynolds maximum.....	85
Figure 5.3 : Régime d'écoulement dans les conduites avoisinantes de la station d'échantillonnage <i>Pavillon Jean XXIII</i>	86
Figure 5.4 : Répartition des bris selon les années.....	88
Figure 5.5 : Localisation des bris de conduites (traits noirs) pour la période 1993-1996.....	89
Figure 5.6 : Bris de conduites aux environs de la station d'échantillonnage <i>Spanish Portuguese Congregation</i>	90
Figure 5.7 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>Hôpital Ste-Justine</i>	92
Figure 5.8 : Comparaison des constantes k_T obtenues en fonction du temps de séjour moyen simulé pour les stations d'échantillonnage de la zone 3.....	94
Figure 5.9 : Évolution du chlore libre mesuré en fonction du temps de séjour de l'eau selon la période estivale ou hivernale (zone 3).....	96

Figure 5.10 : Évolution du chlore total mesuré en 1997 aux stations d'échantillonnage <i>Réservoir McTavish et McIntyre Medical Sciences Building.....</i>	98
---	----

LISTE DES FIGURES EN ANNEXE

Figure A.1 : Localisation géographique du réseau à l'étude selon les zones de pression (<i>MADSIG</i>).....	124
Figure A.2 : Localisation des stations d'échantillonnage.....	125
Figure D.1 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>McIntyre Medical Sciences Building</i>	139
Figure D.2 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>Réservoir Vincent d'Indy</i>	139
Figure D.3 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>UDM-Pavillon 520</i>	140
Figure D.4 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>Bibliothèque Botrel</i>	140
Figure D.5 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>Spanish Portuguese Congregation</i> ...	141
Figure D.6 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage <i>Congrégation Notre-Dame</i>	141

LISTE DES ABRÉVIATIONS

AM/FM : Automated mapping / facilities management
AWWA : American Water Works Association
BDOC : Biodegradable dissolved organic carbon
BHA : Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives
C : Carbone
CFU : Colony forming unit
COA : Carbone organique assimilable
CODB : Carbone organique dissous biodégradable
COT : Carbone organique total
DAO : Dessin assisté par ordinateur
DPD : *N,N*-diethyl-*p*-phenylenediamine
GIS : Geographic information system
HPC : Heterotrophic plate count
MTM: Modified Transverse Mercator
N : Azote
NAD 83 : North American datum of 1983
P : Phosphore
SCADA : Supervisory control and data acquisition
SIG : Système d'information géographique
UFC : Unité formatrice de colonie
U.S. EPA : Agence de Protection de l'Environnement Américaine

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A : Localisation géographique du réseau et des stations d'échantillonnage.....	123
ANNEXE B : Données utilisées pour les figures présentées dans l'article scientifique (Chapitre IV).....	127
ANNEXE C : Détails relatifs aux épisodes positifs de coliformes dans les zones 3-4-5.....	135
ANNEXE D : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau (zone 3).....	138

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Les gestionnaires de réseaux de distribution d'eau potable font face à deux défis importants. En premier lieu, l'eau doit être distribuée en quantité suffisante et de manière continue en tous points du réseau afin de répondre aux besoins des consommateurs (résidentiels, commerciaux et industriels) ainsi qu'aux urgences (incendies). En second lieu, cette eau doit en tout temps, satisfaire aux normes de potabilité (normes chimiques et microbiologiques, qualité organoleptique) en vigueur.

L'atteinte du premier objectif implique la conception de réseaux de distribution relativement complexe, largement dimensionné et incluant un système étendu de conduites et jusqu'à plusieurs installations de réserve permettant un stockage supplémentaire de l'eau sur le réseau. Au passage de l'eau dans un tel système, la qualité de l'eau obtenue à l'usine peut être modifiée tant au niveau physique, chimique que microbiologique. La nature et l'étendue de ces changements dépendent des caractéristiques de l'eau et du degré d'interaction avec les paramètres internes (matériau, temps de séjour, etc.) et externes (bris de conduites, contamination par intrusion, etc.) au réseau. Les dégradations de qualité de l'eau sont parfois si importantes que des épidémies relatives à la présence de contaminants dans l'eau distribuée sont encore aujourd'hui rapportées. Une épidémie de diarrhée s'est déclarée en 1989 dans la ville de Cabool au Missouri (É-U) et une épidémie de choléra a frappé plusieurs villes côtières du Pérou en 1991, entraînant de nombreux cas de mortalité. Dans les deux cas, les réseaux de distribution ont été impliqués comme source et vecteur de contamination (Clark *et al.*, 1993).

Plusieurs paramètres peuvent affecter la qualité de l'eau dans un réseau de distribution. Parmi ceux-ci on retrouve principalement :

1. La structure du réseau : les matériaux des conduites servent de support aux populations bactériennes du biofilm, et, particulièrement s'ils sont sujets à la corrosion, exercent une grande demande en chlore (Holt *et al.*, 1998; Kiéné *et al.*, 1998); le diamètre des conduites affecte la consommation du chlore aux parois (Biswas *et al.*, 1993; Tansley et Brammer, 1993; Lu *et al.*, 1999); les bris de conduites peuvent entraîner une contamination de l'eau transportée (Pizzi, 1996; LeChevallier, 1999).
2. Le fonctionnement hydraulique du réseau : les faibles vitesses d'écoulement et les longs temps de séjour de l'eau favorisent une disparition du chlore et une croissance microbienne subséquente (LeChevallier, 1990) ainsi qu'une accumulation des sédiments qui protège ensuite les microorganismes de la désinfection (LeChevallier *et al.*, 1987; Gauthier *et al.*, 1999b); les faibles pressions d'eau peuvent favoriser les intrusions dans le réseau, particulièrement si des connections croisées sont présentes (EPA, 1997; LeChevallier, 1999) et les pressions trop élevées peuvent entraîner des fuites et des bris de conduites (Habibian, 1992); la configuration et l'opération des réservoirs peuvent causer un effet significatif sur le temps de séjour de l'eau (Grayman et Clark, 1993; Gatel *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 1999a).
3. Les variations de qualité de l'eau à l'entrée du réseau : la température de l'eau a une grande influence sur l'apparition des coliformes en réseau (Volk et Joret, 1994; LeChevallier *et al.*, 1996); la matière organique biodégradable favorise la croissance bactérienne (van der Kooij, 1992; Servais *et al.*, 1992); la présence d'un résiduel de chlore permet une réduction du nombre de bactéries cultivables dans l'eau mais semble avoir un effet limité sur les micro-organismes présents dans le biofilm et les sédiments (van der Wende *et al.*, 1989; LeChevallier *et al.*, 1990; Mathieu *et al.*, 1992; van der Kooij *et al.*, 1999).

Le grand nombre de variables ainsi que leur nature dynamique complexifie grandement l'analyse de l'évolution de la qualité de l'eau dans un réseau. Afin de mieux cerner l'impact de ces différents paramètres, un projet de recherche ayant pour but d'étudier

leur influence sur l'évolution de la qualité de l'eau a été initié, en collaboration avec la Ville de Montréal. Le secteur étudié est composé des zones 3-4-5 du réseau de distribution de la Ville et l'étude couvre la période comprise entre les mois de janvier 1995 à septembre 1998.

Deux principaux objectifs ont été définis pour ce projet de recherche. En premier lieu, il était important de visualiser le réseau ainsi que tous les paramètres structurels, opérationnels et qualité pouvant affecter la qualité de l'eau. Pour ce faire, une approche intégrée a été développée comprenant trois composantes : (1) une base de données diversifiée, (2) un logiciel de simulation hydraulique et (3) un outil de visualisation graphique. En deuxième lieu, il fallait pouvoir utiliser cette approche intégrée afin d'investiguer les corrélations possibles entre les différents paramètres considérés et leur effet sur la qualité de l'eau.

Une revue de la littérature existante relative aux effets des paramètres structurels, opérationnels et qualité d'un réseau sur la qualité de l'eau est fournie au chapitre 2. La modélisation du fonctionnement hydraulique et de la qualité de l'eau ainsi que l'utilisation de systèmes d'information géoréférencée (SIG) et de d'autres technologies pour la gestion des réseaux de distribution y sont également abordées. Les détails relatifs au développement de l'approche intégrée sont fournis au chapitre 3 ainsi qu'au chapitre 4 dont le contenu comprend un article soumis au *Journal of American Water Works Association*. Cet article présente également une discussion relative à quelques résultats obtenus suite à l'utilisation de l'approche intégrée. L'analyse de la qualité de l'eau à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel*, l'effet de la température de l'eau et du chlore résiduel sur l'apparition des coliformes totaux et des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA) dans le réseau ainsi qu'une analyse des bris de conduites y sont abordés. Des résultats complémentaires relatifs à l'apparition de coliformes totaux à certaines stations d'échantillonnage ainsi qu'à l'évolution du chlore

en réseau sont ensuite discutés au chapitre 5. Une synthèse du projet de recherche, les perspectives ainsi qu'une conclusion générale sont présentées au dernier chapitre.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de littérature réalisée pour ce projet de recherche se divise principalement en trois sections. Les sections 2.1 à 2.3 relatent les effets possibles des paramètres structurels, opérationnels (hydraulique) et physico-chimiques d'un réseau sur la qualité de l'eau véhiculée. Les concepts relatifs à la modélisation du fonctionnement hydraulique et de la qualité de l'eau en réseau constituent le sujet de la section 2.4 puisque les modèles peuvent faciliter la compréhension des facteurs pouvant affecter la qualité de l'eau. Finalement, la dernière section (2.5) décrit l'utilisation des systèmes d'information géoréférencée (SIG) et d'autres technologies comme outil de gestion de la qualité de l'eau en réseau.

2.1 Influence des paramètres structurels d'un réseau sur la qualité de l'eau

Les divers paramètres structurels discutés dans cette section sont les matériaux, les diamètres, les âges ainsi que les bris de conduites.

2.1.1 Matériaux des conduites

La qualité de l'eau traitée peut être affectée par le type de matériau composant les conduites de distribution. Des modifications à la qualité de l'eau sont possibles au niveau organoleptique, chimique ou biologique et dépendront non seulement de la composition des matériaux mais également des caractéristiques initiales de l'eau distribuée.

Trois grands types de matériaux seront ici discutés, soit, les matériaux ferreux, plus propices à la corrosion et au développement du biofilm aux parois, les bétons et ciments ainsi que les matériaux organiques (plastiques). Les effets possibles sur la qualité de

l'eau des conduites en plomb et cuivre ne seront pas traités car ces matériaux sont principalement utilisés au niveau des entrées de service, c'est-à-dire, les branchements entre les conduites principales du réseau public et les réseaux intérieurs aux immeubles.

2.1.1.1 Matériaux ferreux

Les matériaux ferreux sont employés pour la fabrication de conduites de distribution d'eau potable depuis plusieurs décennies. La fonte grise, la fonte ductile ainsi que l'acier sont les principaux métaux retrouvés dans les réseaux de distribution. La fonte ductile a largement remplacé la fonte grise dans la fabrication des conduites à cause de sa légèreté et de sa plus grande résistance tandis que l'acier est plus particulièrement utilisé pour les conduites à larges diamètres et à pressions élevées (McGhee, 1991). Selon cet auteur, les conduites en métaux ferreux sont très durables, leur durée de vie pouvant excéder 100 ans pour la fonte et 50 ans pour l'acier. Elles sont toutefois sujettes, dans certains cas, à la corrosion interne pouvant entraîner une détérioration des propriétés physico-mécaniques des conduites entraînant parfois une dégradation de la qualité de l'eau véhiculée. Les conduites de matériaux ferreux non-revêtues d'un enduit protecteur peuvent entraîner une consommation du chlore relativement élevée, ce dernier réagissant avec les produits de la corrosion (Holt *et al.*, 1998; Kiéné *et al.*, 1998).

La corrosion du métal est un phénomène naturel qui implique une altération de ce dernier suite à une réaction avec le milieu environnant et est toujours liée à une réaction électrochimique (impliquant un transfert d'électrons). Le degré de corrosion dans les conduites est influencé par certaines caractéristiques de l'eau. Schock (1990), mentionne le pH, l'alcalinité, la concentration en oxygène dissous, la concentration de chlore résiduel, la quantité de solides dissous totaux, la dureté (Ca et Mg), les concentrations de chlorures, sulfates, sulfure d'hydrogène, ammoniacque, cuivre, magnésium et autres métaux à l'état de trace ainsi que la présence de matière organique.

Les micro-organismes composant le biofilm peuvent aussi favoriser une corrosion biologique ou bactérienne (Chantereau, 1980; Lee *et al.*, 1980). Le biofilm résulte de la colonisation des parois des conduites par les micro-organismes présents dans l'eau dès qu'il y a contact entre l'eau et les parois. Maul *et al.* (1989) énumèrent quatre mécanismes contrôlant la formation du biofilm : (i) le dépôt et l'adsorption des micro-organismes vivants ou morts de la phase liquide sur la phase solide, (ii) la croissance des micro-organismes fixés (et production de cellules et d'exopolymères polysaccharidiques et protéiniques qui assurent leur fixation), (iii) la mort des micro-organismes fixés et (iv) l'arrachage continu de cette biomasse par le flux d'eau. La grande variété de réactions métaboliques provoquée par ces micro-organismes fixés peut alors entraîner la détérioration de la surface métallique. Des facteurs tels que l'état du matériau, la composition du milieu (la composition chimique de l'eau, la température, le pH) ainsi que le type de micro-organismes présent influencent la corrosion bactérienne. En outre, la présence de ferrobactéries et de bactéries sulfato-réductrices peut grandement favoriser cette bio-corrosion (Chantereau, 1980).

Comparativement aux autres matériaux utilisés pour la fabrication de conduites, les matériaux ferreux non-revêtus sont ceux pour lesquels le développement du biofilm est le plus problématique, principalement à cause du phénomène de corrosion qui y prend place. Les anfractuosités deviennent des sites privilégiés pour les développements bactériens qui y trouvent un abri contre les décrochages hydrauliques, des zones à faible niveau de désinfectant et une proximité entre espèces qui favorise les échanges (Tuovinen *et al.*, 1980; Allen *et al.*, 1980; LeChevallier *et al.*, 1993). LeChevallier *et al.* (1990, 1993) ont démontré, à l'échelle pilote, la plus grande difficulté à désinfecter un biofilm sur une conduite en fonte que sur des conduites en acier galvanisé, en cuivre ou en PVC. Le chlore libre réagit d'abord avec les produits de la corrosion, ce qui empêche ainsi sa pénétration dans la couche de biofilm et l'inactivation subséquente des bactéries fixées. LeChevallier (1990) indique que dans plusieurs réseaux de distribution, des

niveaux élevés de bactéries coliformes ont été associés à la présence de tubercules de corrosion.

Les principales conséquences de la corrosion interne sont énumérées par Rompré *et al.* (1997) et Sander *et al.* (1997). Au niveau physique, on identifie des bris de conduites, la multiplication des fuites d'eau (pouvant résulter en des pertes d'eau importantes) et l'obstruction des conduites par les produits de la corrosion. Au niveau de la qualité de l'eau, il y a l'apparition d'eaux colorées, présence de mauvais goûts, problèmes de particules dans l'eau, fortes concentrations de métaux dont certains pouvant être toxiques (ie. plomb et cuivre) et contaminations bactériennes.

2.1.1.2 Béton et ciments

Les conduites en béton sont fréquemment utilisées pour le transport de l'eau potable. Elles ont une durée de vie de plus de 75 ans et conservent, en général, leur capacité hydraulique durant cette période (McGhee, 1991).

Le mortier de ciment est couramment utilisé comme revêtement intérieur des conduites métalliques afin d'éviter la corrosion. Le principal avantage des ciments (Portland) provient du fait que leurs composantes s'hydratent en présence d'eau pour constituer un matériau très solide (Coucke *et al.*, 1997). Suite à des essais sur des éprouvettes de mortier ainsi que sur des conduites, ces auteurs ont pu constater que les migrations de composés organiques et minéraux à partir de matériaux à base de ciment étaient nulles ou négligeables. La chimie (insolubilité vis-à-vis de l'eau des hydrates) et la microstructure (compacité) des produits à base de ciment expliquent les résultats obtenus.

Toutefois, une détérioration de la qualité de l'eau suite à la corrosion du revêtement de mortier de ciment a été rapportée par certains auteurs, le terme corrosion signifiant alors

un relargage de la chaux à partir du mortier favorisant la perte de calcium et pouvant mener à une détérioration du revêtement. Une hausse du pH, de l'alcalinité ainsi que de la concentration de calcium dans l'eau est alors observée. Les conduites à nouveaux revêtements de mortier de ciment, exposées à une eau douce et où les vitesses d'écoulement sont très faibles (favorisant de longs temps de séjour) sont les plus affectées par ce phénomène (Douglas *et al.*, 1996; Groupe de travail AGHTM/CRECEP/DGS, 1998). L'application d'un scellant de type asphaltique ainsi que la prise en compte de mesures permettant de minimiser le temps de séjour de l'eau dans les canalisations sont des moyens pouvant permettre de réduire la corrosion du mortier de ciment (Douglas *et al.*, 1996).

2.1.1.3 Matériaux organiques

L'utilisation de matériaux organiques pour la distribution de l'eau potable est plus récente que celle des matériaux conventionnels. De tels matériaux sont utilisés depuis les années 1960, ce qui leur confère une durée de vie d'au moins 40 ans. Des avantages tels que la facilité d'installation et de manipulation, la durabilité, l'immunité à la corrosion et le coût moindre font en sorte que ce type de conduite fait maintenant partie des solutions à envisager lors de la rénovation ou la mise en place de nouveaux réseaux (Holsen *et al.*, 1991; McGhee, 1991).

Les principales matières plastiques utilisées pour les canalisations sont les PVC, polyéthylène, résine polyester armé et autres copolymères. Des revêtements vinyliques et époxydiques pouvant être appliqués à l'intérieur des canalisations sur des supports métalliques ou à base de ciment ont partiellement remplacé les revêtements bitumineux. Divers élastomères peuvent également être utilisés comme joints ou raccords (Rigal, 1997).

La migration de composés indésirables ainsi qu'une détérioration de la qualité organoleptique des eaux distribuées est possible dans le cas de certains matériaux organiques. Ces désordres sont souvent le résultat d'une mauvaise polymérisation des substances de départ ou d'un relargage d'additifs nécessaires à la fabrication (Groupe de travail AGHTM/CRECEP/DGS, 1998). Un relargage de composés organo-étain (utilisés comme stabilisateur de chaleur lors de la fabrication des conduites de PVC) provenant des composantes de système de distribution récemment installées a été observé par Sadiki *et al.* (1996).

Une contamination chimique de l'eau peut également survenir par le biais d'une perméation (passage de molécules organiques au travers des parois des canalisations en matière plastique). Une contamination du sol (par des solvants chlorés, hydrocarbures, peintures, phénols et produits phytosanitaires) en est généralement la cause (Holsen *et al.*, 1991; Groupe de travail AGHTM/CRECEP/DGS, 1998).

2.1.2 Diamètre des conduites

Le diamètre d'une conduite peut indirectement affecter la qualité de l'eau en influençant le rapport surface / volume des canalisations, donc, la surface disponible pour le biofilm et la consommation du chlore aux parois. (Biswas *et al.*, 1993; Tansley et Brammer, 1993; Lu *et al.*, 1999). Plus le diamètre d'une conduite est petit, plus le ratio surface/volume devient élevé entraînant ainsi le contact d'une plus grande surface interne de la conduite avec le chlore. À partir de simulations du chlore résiduel en réseau, Clark *et al.* (1995) illustrent la perte accrue de résiduel de chlore (pour une même vitesse d'écoulement) lorsque le diamètre d'une conduite diminue. Lévi (1995) note également que les développements microbiologiques s'observent surtout dans les conduites de petits diamètres, aux rapports surface/volume plus importants, où les débits sont souvent plus faibles et les risques d'augmentation de la température plus élevés.

L'auteur note également que ces conduites sont souvent celles pour lesquelles les résiduels de chlore sont les plus faibles.

2.1.3 Âge des conduites

La mise en service de conduites semble être une étape particulièrement propice à une dégradation de la qualité de l'eau. D'une part, selon les caractéristiques physico-chimiques de l'eau et les conditions hydrauliques présentes, la dégradation de certains matériaux peut survenir, tel que décrit précédemment. D'autres part, les procédures de mise en service et plus particulièrement la désinfection, prennent ici toute leur importance. Selon une étude réalisée par Abasq (1997) en Loire-Atlantique (France), 22% des résultats d'analyses effectuées sur des conduites neuves d'eau potable sont considérés comme non satisfaisants avec des niveaux de bactéries cultivables supérieurs à 500 UFC / 100 ml ou présence de bactéries fécales.

À l'opposé, d'autres types de problèmes peuvent survenir lorsque l'âge des conduites augmente. Shamir et Howard (1979) ainsi que Arreguin-Cortes et Ochoa-Alejo (1997) notent que le nombre de fuites et de bris dans un réseau augmente sensiblement lorsque l'âge des conduites augmente. Les fuites d'eau sont problématiques au niveau de la qualité de l'eau puisqu'elles représentent une source potentielle d'intrusions (d'organismes pathogènes, entre autres) (Haas, 1999; LeChevallier, 1999). L'effet des bris de conduites sur la qualité de l'eau est discuté à la section suivante.

2.1.4 Bris de conduites et importance des procédures de désinfection après intervention

Les bris de conduites sont problématiques au niveau de la structure et du fonctionnement hydraulique du réseau mais également au niveau de la qualité de l'eau, puisque qu'ils peuvent entraîner une contamination de l'eau transportée. En guise d'exemple,

LeChevallier (1999) note que la vitesse d'écoulement de l'eau lors du nettoyage d'une conduite réparée n'est pas toujours adéquate et qu'une vitesse trop faible ne peut enlever tous les débris contaminés. Pizzi (1996) rappelle également qu'un travailleur négligent, avec seulement quelques grammes de fèces de chien sous ses bottes peut facilement contaminer plusieurs kilomètres de conduites si la désinfection effectuée lors de la remise en service d'une conduite réparée est inadéquate. Par conséquent, après toute intervention sur le réseau, il est impératif d'effectuer un nettoyage et une désinfection dont les principaux objectifs sont énumérés par Montiel et Welté (1995) : éliminer les matières étrangères présentes dans la conduite, éliminer la contamination microbiologique présente dans les canalisations et appareils venant en contact avec l'eau distribuée, éviter de contaminer le réseau de distribution existant et finalement, éviter les plaintes causées par les travaux de pose ou d'entretien des canalisations et ouvrages.

Le vieillissement des réseaux influence à la hausse le nombre de bris et réparations de conduites effectuées, ce qui a pour effet d'augmenter la probabilité d'intrusion de contaminant dans le réseau. Habibian (1992) a observé une tendance à la hausse du nombre de réparations effectuées entre les années 1978 et 1990 (pente = 46 réparations/année), suite à son analyse de la base de données relative aux fuites et bris dans les réseaux gérés par la *Washington Suburban Sanitary Commission*. Toutefois, l'âge d'une conduite ne semble pas toujours jouer un rôle significatif dans la détermination de la durée de vie subséquente de la conduite comme l'ont conclu Lei et Saegrov (1998) suite à leur analyse des données d'inventaire et de maintenance des conduites d'un réseau de distribution d'une municipalité norvégienne. Ces auteurs ont observé que les conduites en fonte ductile non-revêtue (installées entre 1963 et 1975) avaient une probabilité plus élevée de subir des bris que les autres conduites du réseau. La nature du matériau et la main-d'œuvre moins performante disponible à cette époque sont des hypothèses proposées pour expliquer ce résultat.

2.2 Influence des paramètres hydrauliques d'un réseau sur la qualité de l'eau

Le fonctionnement hydraulique d'un réseau de distribution est un élément indispensable à considérer lors de l'apparition de problèmes de qualité d'eau. Des paramètres tels que le temps de séjour de l'eau dans le réseau, la vitesse d'écoulement de l'eau dans les canalisations et la pression d'eau disponible en différents points du réseau peuvent affecter la qualité de l'eau traitée. La configuration des réservoirs (emplacement, capacité...) ainsi que leur mode d'opération peuvent également avoir un effet négatif sur la qualité de l'eau s'ils ne sont pas optimisés. Tous ces paramètres peuvent engendrer des modifications à l'eau traitée tant au niveau chimique que biologique.

2.2.1 Temps de séjour de l'eau dans le réseau

Le temps de séjour d'une eau dans un réseau peut être défini comme le temps que prend une goutte d'eau pour se déplacer entre sa sortie de l'usine de traitement et un point d'échantillonnage localisé sur le réseau. De longs temps de séjour, comme ceux retrouvés dans les zones de stagnation, peuvent mener à une perte du résiduel de désinfectant pouvant entraîner une croissance microbienne subséquente (LeChevallier, 1990). Les conduites situées aux extrémités des réseaux de distribution (zones de cul-de-sac où les soutirages d'eau sont généralement plus faibles) entraînent un vieillissement de l'eau et sont des zones beaucoup plus propice à une dégradation de la qualité de l'eau (Carter *et al.*, 1997). De longues périodes de stagnation de l'eau causées par un surdimensionnement des conduites peuvent également favoriser la corrosion (pour les conduites en matériaux ferreux non-revêtues) ou encore la formation de dépôts dans les conduites (Groupe de travail AGHTM/CRECEP/DGS, 1998).

Avec l'augmentation du temps de séjour de l'eau dans un réseau, une consommation du chlore résiduel et du carbone organique dissous survient (Mathieu *et al.*, 1992; Kerneis *et al.*, 1995). Les longs temps de séjour parfois observés dans les réservoirs exercent

également un effet significatif sur la qualité de l'eau. Une hausse de la densité de BHA a été observée par Kerneis *et al.* (1995) et de très faibles concentrations de chlore résiduel ont été rapportées par Gauthier *et al.* (1999a).

2.2.2 Vitesse d'écoulement dans les conduites

La vitesse d'écoulement de l'eau dans une conduite peut influencer la croissance du biofilm attaché aux parois de la conduite en exerçant un effet sur le transport des nutriments et du désinfectant et sur les forces de cisaillement aux parois. Des vitesses élevées favorisent une plus grande turbulence, ce qui permet une diffusion accrue des nutriments et du désinfectant dans le biofilm. Un tel phénomène peut être bénéfique au biofilm (si les nutriments sont prédominants) ou néfaste (si le désinfectant est prédominant) (Lu *et al.*, 1995). Toutefois, les forces de cisaillement exercées sur les parois étant également plus élevées, la capacité des cellules microbiennes à s'attacher aux parois est grandement diminuée. Les travaux de Lau et Liu (1993), relatifs à l'accumulation de biofilm en canal (sans désinfectant) ont montré que l'accumulation de biomasse est substantiellement inférieure lorsque la vitesse d'écoulement est plus élevée. De façon similaire, Lu *et al.* (1995) indiquent que la concentration de biomasse dans la phase liquide devient plus élevée lorsque l'écoulement est turbulent plutôt que lorsqu'il est laminaire.

Un écoulement de type laminaire (associé à de plus faibles vitesses) favorise la déposition des particules et sédiments dans les conduites. Une telle accumulation de sédiments peut servir d'habitat propice à la croissance microbienne et peut également offrir une protection aux bactéries contre la désinfection (LeChevallier *et al.*, 1987; Gauthier *et al.*, 1999b). La présence d'organismes prédateurs tels que nématodes, rotifères, protozoaires ciliés et flagellés dans les dépôts de sédiments et de particules a été rapportée (Gauthier *et al.*, 1999b). Ces zones d'accumulations de dépôts peuvent

donc jouer un rôle important au niveau de la contamination de l'eau par ce type d'organismes.

2.2.3 Pression de l'eau à différents points du réseau

Le transport de l'eau dans les conduites de distribution d'eau potable est toujours effectué sous pression. Afin d'assurer l'aspect quantitatif de la distribution, McGhee (1991) indique que l'American Water Works Association (AWWA) recommande une pression statique normale entre 400 et 500 kPa (60 à 75 psi) dans le réseau afin de pouvoir subvenir à la demande normale dans les édifices contenant jusqu'à 10 étages, d'alimenter les systèmes de gicleurs dans les édifices de 4 à 5 étages et de fournir un débit d'incendie adéquat si nécessaire. Une telle gamme de pressions permet également d'obtenir une marge de manœuvre relativement large pour contrer les hausses de consommation soudaines ou encore la fermeture d'une section du réseau. Ce même auteur note que les pressions généralement disponibles dans les réseaux de distribution dans les secteurs résidentiels (édifices de 4 étages ou moins) sont d'environ 150 à 300 kPa (20 à 40 psi) et de près de 400 à 500 kPa (60 à 75 psi) dans les secteurs commerciaux.

Dans un réseau de distribution, les pressions très faibles ou très élevées ne sont pas souhaitables. Afin d'assurer l'aspect qualité de la distribution, le maintien d'une pression minimale de 150 kPa (20 psi) est recommandé afin de minimiser le risque d'intrusions si des connexions croisées sont présentes dans le réseau (Environmental Protection Agency, 1997). Une connexion croisée étant définie comme une connexion ou un arrangement de conduites à travers duquel un "retour d'eau" peut survenir. Des eaux de qualité douteuse, usées ou contenant tout autre contaminant peuvent alors être introduites dans le réseau d'eau potable suite à un changement de direction de l'écoulement causé par des phénomènes de pressions négatives (pressions supérieures chez l'utilisateur que dans le réseau) ou de siphonage (Michigan Department of Public

Health, 1995). À l'opposé, des pressions trop élevées peuvent augmenter les taux de fuites et de bris sur les conduites (Habibian, 1992), augmentant ainsi la probabilité d'intrusions de contaminants dans le réseau.

2.2.4 Configuration et mode d'opération des réservoirs

Les réservoirs présents dans les réseaux de distribution d'eau sont généralement utilisés afin de satisfaire les fluctuations au niveau de la demande en eau, fournir les réserves d'eau nécessaires en cas d'incendie ou autres urgences et équilibrer les pressions et débits sur leur zone d'influence. Comme la plupart des réservoirs ont été conçus avec l'objectif premier de pouvoir assurer une alimentation hydraulique adéquate autant en situation de routine qu'en situation d'urgence, des ouvrages pouvant contenir des réserves de grande capacité ont donc été incorporés aux réseaux de distribution. Grayman et Clark (1993) indiquent qu'en général, moins de 25 pour cent de la capacité des réservoirs est activement utilisée pour les opérations de routine du réseau, le reste étant réservé en cas d'incendie. Une telle philosophie de conception résulte en des temps de séjour élevés de l'eau dans les réservoirs ce qui peut entraîner un effet significatif sur la qualité de l'eau distribuée (Clark *et al.*, 1993; Grayman et Clark, 1993; Kennedy *et al.*, 1993; Burlingame *et al.*, 1995). La détérioration de la qualité de l'eau dans les réservoirs peut s'exprimer par une perte majeure de résiduel de désinfectant (Grayman et Clark, 1993; Kennedy *et al.*, 1993; Burlingame *et al.*, 1995; Rossman *et al.*, 1995; Gauthier *et al.*, 1999a) pouvant entraîner par la suite des phénomènes tels que la recroissance bactérienne (Grayman et Clark, 1993; Burlingame *et al.*, 1995; Amblard *et al.*, 1996) et la nitrification (Burlingame *et al.*, 1995).

Le dimensionnement des réservoirs, leur localisation dans le réseau ainsi que leur mode d'opération peuvent avoir un impact significatif sur le temps de séjour de l'eau (Clark *et al.*, 1993; Kennedy *et al.*, 1993; Burlingame *et al.*, 1995). La maximisation du volume d'eau renouvelé lors d'un cycle remplissage – drainage d'un réservoir permet de réduire

au minimum le temps de séjour de l'eau dans ces structures (Kennedy *et al.*, 1993; Gauthier *et al.*, 1999a).

2.3 Influence des paramètres physico-chimiques d'un réseau sur la qualité de l'eau

Les paramètres physico-chimiques discutés dans cette section sont la température de l'eau, le carbone organique dissous biodégradable ainsi que le chlore résiduel.

2.3.1 Température de l'eau

La température de l'eau est probablement le facteur le plus important pouvant affecter la croissance microbienne en réseau (LeChevallier, 1990; LeChevallier *et al.*, 1996). Ces auteurs notent que la température influence, entre autres, l'efficacité du traitement à l'usine, le taux de croissance des micro-organismes, l'efficacité de la désinfection, la dissipation du résiduel de désinfectant, les taux de corrosion ainsi que l'hydraulique du réseau (demande accrue des consommateurs en période chaude).

Une plus grande activité microbienne semble survenir lorsque la température de l'eau augmente. Haas *et al.* (1983) ont constaté une augmentation des concentrations de BHA en réseau à température plus élevée. Volk et Joret (1994) ainsi que LeChevallier *et al.* (1996) ont quant à eux observé une fréquence d'apparition plus élevée des bactéries coliformes en réseau lorsque la température de l'eau est supérieure à 15°C. Ces bactéries sont mésophiles et leur croissance survient généralement à des températures entre 5°C et 45°C (LeChevallier, 1990 et LeChevallier *et al.*, 1996).

La température de l'eau influence également la cinétique de dégradation du chlore dans le réseau (Jadas-Hécart *et al.*, 1992; Kiéné *et al.*, 1998). Une hausse de la température provoquera une dégradation plus rapide du chlore dans l'eau, ce qui pourra occasionner une croissance microbienne subséquente. Kiéné *et al.* (1998) proposent la relation

empirique suivante afin de déterminer le coefficient de dégradation du chlore (K) dans l'eau selon la température et la concentration de carbone organique total (COT) présente. Les valeurs a et b sont des constantes qui dépendent toutefois du type d'eau étudiée:

$$K = a * COT * \exp (-b / T^{\circ})$$

où COT = mg/L

T° = degrés Kelvin

2.3.2 Carbone organique dissous biodégradable

La présence de nutriments organiques (phosphore, azote et carbone) est indispensable à la croissance des bactéries et autres micro-organismes. Comme le notent Lévi (1995) et LeChevallier (1990), le carbone organique est souvent l'élément limitant puisque les bactéries requièrent le carbone, l'azote et le phosphore dans un rapport approximatif de 100 :10 :1 (C :N :P). Les efforts des traiteurs d'eau sont donc concentrés au niveau de l'enlèvement du carbone organique afin de pouvoir obtenir une eau biologiquement stable, c'est-à-dire, une eau traitée ne favorisant pas la croissance de micro-organismes durant sa distribution.

Le carbone organique dissous biodégradable (CODB) est la fraction du carbone organique total disponible pour la croissance des bactéries hétérotrophes. Selon Servais *et al.* (1992), l'eau semble être biologiquement stable lorsque la concentration de CODB est inférieure à environ 0,16 mg C/L. Parallèlement, un plus grand nombre d'apparitions de coliformes a été constaté lorsque la consommation de CODB dans le réseau est supérieure à 0,15 mg/L (Volk et Joret, 1994) ou lorsque la concentration de carbone organique facilement assimilable (COA) est supérieure à 0,1 mg/L (LeChevallier *et al.*, 1996).

L'utilisation de procédés de traitement tels que la biodégradation en lit de boue ou par des biomasses fixées sur support (filtration biologique), l'adsorption, l'ultrafiltration membranaire avec adjonction de charbon actif en poudre, la nanofiltration ou l'osmose inverse peut permettre une réduction du CODB (Lévi, 1995).

2.3.3 Chlore résiduel

La désinfection est une étape primordiale du traitement de l'eau car elle permet l'inactivation d'organismes pathogènes (LeChevallier, 1999). À la sortie de l'usine, une désinfection secondaire est habituellement réalisée afin de pouvoir maintenir un résiduel de désinfectant dans l'ensemble du réseau de distribution et le chlore est le désinfectant généralement utilisé (Biswas *et al.*, 1993; Trussell, 1999). Toutefois, à cause de la présence associée de sous-produits de désinfection pouvant être potentiellement cancérigènes ainsi que la présence de goûts et odeurs, l'utilisation d'un résiduel de chlore en réseau, ou du moins son utilisation massive, est présentement remise en cause.

Deux approches sont actuellement favorisées, soit (i) le maintien d'un résiduel de chlore à travers l'ensemble du réseau de distribution tout en essayant d'obtenir des concentrations acceptables de sous-produits de désinfection et (ii) la gestion du réseau sans le maintien d'un résiduel de chlore (LeChevallier, 1999; Trussell, 1999; van der Kooij *et al.*, 1999). La première approche est particulièrement populaire en Amérique du Nord où les principaux arguments en faveur du maintien d'un résiduel de chlore sont les suivants : un résiduel de chlore peut réduire le risque d'une contamination du réseau, peut minimiser la recroissance des coliformes et des micro-organismes hétérotrophes, peut ralentir la formation d'un biofilm, peut stabiliser la qualité de l'eau, peut prévenir l'apparition d'organismes pathogènes et peut également signaler une contamination par son absence (Trussell, 1999; LeChevallier, 1999; Haas, 1999). La seconde approche est plutôt favorisée par les Européens, plus particulièrement aux Pays-Bas et en Allemagne, où l'eau est distribuée sans la présence de résiduel de désinfectant dans l'ensemble du

réseau. Le maintien de la qualité est assuré par la distribution d'une eau biologiquement stable et l'utilisation de matériaux tel que le PVC non plastifié, moins favorable à la prolifération bactérienne (van der Kooij *et al.*, 1999). Une telle pratique a pour avantage d'éliminer la formation de sous-produits de désinfection et la présence de goûts et odeurs causée par l'utilisation de chlore.

La consommation du chlore résiduel dans un réseau de distribution survient dans l'eau et aux parois des conduites (Biswas *et al.*, 1993; Rossman *et al.*, 1994; Clark *et al.*, 1995; Vasconcelos *et al.*, 1997; Kiéné *et al.*, 1998). Cette consommation est influencée par plusieurs facteurs tel qu'indiqué par Vasconcelos *et al.* (1997) : (i) réaction du chlore avec la matière organique et inorganique présente dans l'eau, (ii) réaction du chlore avec le biofilm aux parois des conduites, (iii) réaction du chlore avec les produits de la corrosion et (iv) transport du chlore entre l'eau et les parois des conduites. Le temps de séjour de l'eau dans le réseau et les réservoirs exerce également une influence sur la consommation du chlore tel que décrit aux sections 2.2.1 et 2.2.4. La consommation de chlore dans le réseau associée à ces facteurs est généralement représentée par une équation de premier ordre (Vasconcelos *et al.*, 1997):

$$C(t) = C_0 e^{-kt}$$

où $C(t)$ = concentration de chlore (mg/L) au temps t

C_0 = concentration de chlore initiale (mg/L)

t = temps de séjour dans la conduite (jour)

k = constante de dégradation du chlore (jour⁻¹)

Un modèle général de dégradation du chlore a été proposé par Rossman *et al.* (1994) où le chlore réagit dans l'eau et aux parois des conduites selon une cinétique de premier ordre dans les deux cas. La constante de dégradation du chlore "k" représente alors une constante globale fonction des constantes de dégradation du chlore dans l'eau et aux parois, de la diffusivité moléculaire du chlore, de la viscosité cinématique de l'eau, de la

vitesse d'écoulement et du diamètre de la conduite. Quant à Vasconcelos *et al.* (1997), ces derniers ont trouvé que les cinétiques de réaction du chlore aux parois des conduites pouvaient être modélisées soit par une cinétique d'ordre 0 ou d'ordre 1.

La présence d'un résiduel de chlore permet une réduction de la concentration de bactéries libres, mais semble avoir un effet limité sur les micro-organismes présents dans le biofilm et les sédiments (van der Wende *et al.*, 1989; LeChevallier *et al.*, 1990; Mathieu *et al.*, 1992; van der Kooij *et al.*, 1999). Par conséquent, la présence d'un résiduel de chlore ne peut empêcher totalement l'apparition de bactéries coliformes dans certains réseaux. Des facteurs tels que le degré de fixation aux surfaces, l'agrégation des bactéries, l'âge du biofilm, l'encapsulation, les conditions antérieures de croissance ainsi que les altérations au niveau de la paroi cellulaire des bactéries peuvent promouvoir une croissance bactérienne dans les eaux chlorées (LeChevallier, 1990).

Plusieurs auteurs ont pu constater une baisse du nombre de bactéries hétérotrophes avec la hausse du résiduel de chlore en réseau sans toutefois pouvoir observer le même phénomène au niveau des coliformes (Haas *et al.*, 1983; Reilly et Kippin, 1983). Dans les deux cas, la fréquence d'isolation des bactéries coliformes était indépendante de la concentration de chlore libre présente au moment de la prise d'échantillon. La présence de chlore à des teneurs supérieures ou égales à 0,1 mg/L a été associée à une réduction de deux unités logarithmiques des populations hétérotrophes totales prélevées en réseau et cultivées sur gélose R2A (Lévi, 1995). Les résultats obtenus par Prévost *et al.* (1998), montrent clairement une baisse du nombre de BHA avec la hausse du résiduel de chlore et ceux obtenus par Desjardins *et al.* (1997) indiquent que les concentrations de comptes directs totaux de bactéries par épifluorescence les plus élevées sont survenues au seul moment où les concentrations de chlore libre mesurées en réseau étaient inférieures à 0,2 mg/L.

Certains auteurs ont quand même pu associer un nombre plus élevé d'épisodes de coliformes à de faibles concentrations résiduelles de chlore en réseau. Tous les épisodes positifs de coliformes répertoriés dans les deux réseaux étudiés par Volk et Joret (1994), sont survenus aux sites où la concentration de chlore résiduel total était inférieure à 0,1 mg/L. Quant à LeChevallier *et al.* (1996), ils ont constaté que les événements positifs de coliformes étaient supérieurs pour les réseaux où le résiduel de chlore libre dans les culs-de-sac était inférieur à 0,2 mg/L.

2.4 Modélisation du fonctionnement hydraulique et de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution

Les modèles informatiques permettant de concevoir des réseaux de distribution et de simuler leur fonctionnement hydraulique sont utilisés depuis plusieurs années. Ces modèles sont à la base même du développement plus récent de modèles permettant de simuler la qualité de l'eau en réseau (Clark *et al.*, 1991).

Les modèles de simulation de la qualité de l'eau peuvent être utilisés à plusieurs fins : modéliser les concentrations résiduelles de chlore en réseau (Clark, 1994; Rossman *et al.*, 1994; Clark *et al.*, 1995; Elton *et al.*, 1995; Vasconcelos *et al.*, 1997), prédire l'évolution de paramètres microbiologiques (Servais *et al.*, 1992; Laurent *et al.*, 1997), évaluer l'effet des réservoirs sur la qualité de l'eau (Grayman et Clark, 1993; Clark, 1994), déterminer le degré de mélange d'eau provenant de différentes sources d'approvisionnement dans un réseau (Clark, 1994; Elton *et al.*, 1995), évaluer les effets sur la qualité de l'eau provenant d'une perturbation du réseau (bris de conduite, vidange de conduite) (Clark, 1994), localiser les stations d'échantillonnage (Clark, 1994) et prédire l'évolution des sous-produits de désinfection (Clark *et al.*, 1995) et la propagation de contaminant en réseau (Clark *et al.*, 1991).

La modélisation d'un réseau de distribution passe d'abord par la représentation physique du système au moyen de liens et de nœuds. Tel que décrit par Rossman *et al.* (1993), les liens représentent les conduites du réseau ainsi que d'autres composantes telles que les pompes et les vannes. Les extrémités de chaque lien sont représentées soit par des nœuds de jonction (où une consommation externe peut être appliquée) soit par des nœuds à pression fixe (comme un réservoir ou une usine de traitement).

Plusieurs types de modèles existent afin de pouvoir simuler le mouvement et le devenir d'une substance quelconque dans un réseau. Ces modèles peuvent être divisés en deux catégories : les modèles statique et les modèles dynamique (Rossman *et al.*, 1993). Les modèles statique permettent de simuler le réseau pour une condition d'opération à un instant donné (pour les consommations moyennes journalières, par exemple) et les modèles dynamique permettent de simuler le réseau sur une période étendue pour des conditions d'opération variant dans le temps (consommations, niveaux des réservoirs, consignes de pompage, etc.). Rossman et Boulos (1996) notent qu'une modélisation dynamique d'un réseau permet d'obtenir un portrait plus juste et réaliste au niveau de l'opération du système et de l'interaction qualité de l'eau – fonctionnement hydraulique.

Comme le fonctionnement hydraulique d'un réseau est à la base de la modélisation de la qualité de l'eau, une première calibration du modèle au niveau de l'hydraulique est primordiale. Cette calibration hydraulique s'effectue généralement à l'aide de mesures de débits et de pressions effectuées dans le réseau (Ormsbee et Lingireddy, 1997). L'utilisation de traceurs en réseau (l'eau fluorée ou défluorée est souvent utilisée) est également rapportée (Clark, 1994; Burlingame *et al.*, 1995). Le suivi des changements de concentrations du traceur dans le réseau permet alors de déterminer le temps de séjour précis de l'eau en différents points.

L'utilisation de ces logiciels de modélisation facilite grandement l'analyse du fonctionnement hydraulique d'un réseau. De plus, les simulations des temps de séjour de

l'eau et des concentrations de chlore en réseau permettent maintenant de discerner plus facilement les zones propices à une dégradation de la qualité de l'eau.

2.5 Utilisation des systèmes d'information géoréférencée (SIG) et autres technologies pour optimiser la gestion des réseaux de distribution

L'amélioration notable des technologies informatiques depuis les dernières années a entraîné le développement et l'utilisation grandissante de nouveaux outils applicables à la gestion des réseaux de distribution. Ces nouveaux outils informatiques mettent surtout l'emphase sur la représentation graphique couplée à la mise en place de base de données facilitant la gestion des réseaux à plusieurs niveaux. Les principaux outils utilisés sont le dessin assisté par ordinateur (DAO), la cartographie automatisée / gestion de données (en anglais : *automated mapping / facilities management (AM/FM)*) et les systèmes d'information géoréférencée (SIG) (Purves et Lee Cesario, 1993).

L'intérêt face à l'utilisation des SIG est grandissant car ces systèmes sont capables d'emmagasiner, d'assembler, de manipuler et d'illustrer les informations géographiquement référencées (U.S. Geological Survey, 1997). Ce type de technologie permet de coupler les opérations relatives aux bases de données (telles que l'interrogation et l'analyse statistique) avec les avantages reliés à l'utilisation de différentes cartes facilitant la visualisation et l'analyse géographique de ces données (Environmental Systems Research Institute Inc., 1998).

L'implantation de systèmes d'information géoréférencée pour la gestion des réseaux de distribution est de plus en plus courante (Purves et Lee Cesario, 1993). Ces systèmes sont particulièrement utilisés pour la gestion des activités de maintenance dans le réseau (Kaufman et Wurtz, 1998) et pour l'analyse et la prédiction des conduites les plus vulnérables aux bris (Cannistra *et al.*, 1992).

D'autres technologies sont également utilisées par les gestionnaires de réseaux. On note, entre autres, l'utilisation de systèmes de télémétrie (en anglais : *SCADA – Supervisory Control And Data Acquisition*) qui permettent de vérifier et de contrôler, à partir d'une station centrale, certains paramètres d'opération à différents points du réseau. L'intégration d'un système *SCADA* aux systèmes *AM/FM – SIG* afin de fournir un service plus efficace aux consommateurs est rapportée par Jentgen et Wehmeyer (1994). L'intégration d'un système *SCADA* à un simulateur hydraulique afin de pouvoir vérifier la conception du système, développer des scénarios opérationnels et entraîner les opérateurs du réseau à réagir en cas d'urgence est également rapportée par Schulte et Malm (1993). Gauriau et Devauchelle (1996) discutent de la supervision en temps réel de l'ensemble des informations hydrauliques en réseaux et indiquent qu'une telle surveillance favorise le développement d'indicateurs permettant de détecter des événements notables ou des défaillances importantes dès le moment où ces événements surviennent.

Au niveau de la visualisation de l'évolution de la qualité de l'eau en réseau, Deininger *et al.* (1992) proposent une technique de visualisation couplée à un modèle de simulation de la qualité de l'eau adaptée à l'analyse spatiale et temporelle des variations de qualité d'eau dans un réseau. Dans ce cas-ci, le seul paramètre qualité illustré est la concentration de fluor mesurée en différents points du réseau suite à un arrêt de l'injection de ce composé afin de calibrer le modèle proposé. La représentation du paramètre qualité est réalisée au moyen de cercles de couleur superposés à une image du réseau, aux différents points de mesure. Une légende de coloration est utilisée afin de représenter différentes gammes de concentrations. La possibilité d'animer les données dans le temps facilite la visualisation de l'évolution de la qualité de l'eau dans l'ensemble du réseau. Boulos *et al.* (1997) proposent, quant à eux, une approche totalement intégrée qui rassemble le dessin assisté par ordinateur (DAO), les bases de données et la modélisation hydraulique / qualité dans un seul système. Dans ce cas-ci, les données qualité mesurées sur le réseau ne peuvent être directement visualisées au

moyen de l'interface mais peuvent être comparées aux données modélisées en fonction du temps à l'aide de graphiques.

L'utilisation de systèmes experts (systèmes représentant les étapes logiques et les procédures subséquentes qu'un utilisateur emploierait pour prendre une décision) par les gestionnaire de réseaux de distribution a également été rapportée (Luxhoj et Tao, 1994). Un tel système, qui ne met toutefois pas l'emphasis sur la représentation graphique, est dans ce cas-ci utilisé pour identifier et planifier les interventions de maintenance sur le réseau.

Finalement, mis à part les travaux de Deininger *et al.* (1992) et Boulos *et al.* (1997), l'utilisation des SIG et autres technologies semble, actuellement, être beaucoup plus orientée vers la gestion des activités de maintenance que vers la gestion de la qualité de l'eau en réseau. Comme ces technologies ont un potentiel énorme au niveau de l'intégration de divers types de données, il y a fort à parier qu'un nombre croissant de travaux incluront, dorénavant, la gestion de la qualité de l'eau comme un des paramètres principaux.

CHAPITRE 3

DÉVELOPPEMENT ET MISE EN PLACE D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE : DÉTAILS TECHNIQUES ET EXPÉRIMENTAUX

La nature dynamique des facteurs pouvant affecter la qualité de l'eau en réseau complexifie grandement leur analyse. Un outil permettant de mettre en évidence les variations spatio-temporelles des paramètres est alors nécessaire. Dans cette optique, une approche intégrée a été développée et comprend essentiellement trois composantes : une base de données incluant des informations relatives à la structure, à l'opération et à la qualité de l'eau dans le réseau, un logiciel de simulation hydraulique (*EPANET*) et un logiciel de visualisation graphique (*MADSIG*). Les détails techniques relatifs à la mise en place de chacune de ces composantes seront donc décrits dans ce chapitre. Une description du réseau à l'étude est également fournie, puisque le développement a été réalisé pour un cas d'application précis, c'est-à-dire, un secteur du réseau de distribution de la Ville de Montréal. Comme certains aspects du développement sont détaillés dans le projet d'article constituant le Chapitre 4 et ne sont pas repris ici, le lecteur sera alors ponctuellement renvoyé aux sections pertinentes de ce chapitre.

3.1 Description de la zone à l'étude

Le réseau de la Ville de Montréal est divisé en six zones de pression distinctes, isolées les unes des autres par des vannes de division. La portion du réseau étudiée se compose des zones les plus élevées (3, 4 et 5), entourant le Mont-Royal, dont l'envergure par rapport à l'ensemble du réseau de la Ville de Montréal est illustrée à la figure 3.1.

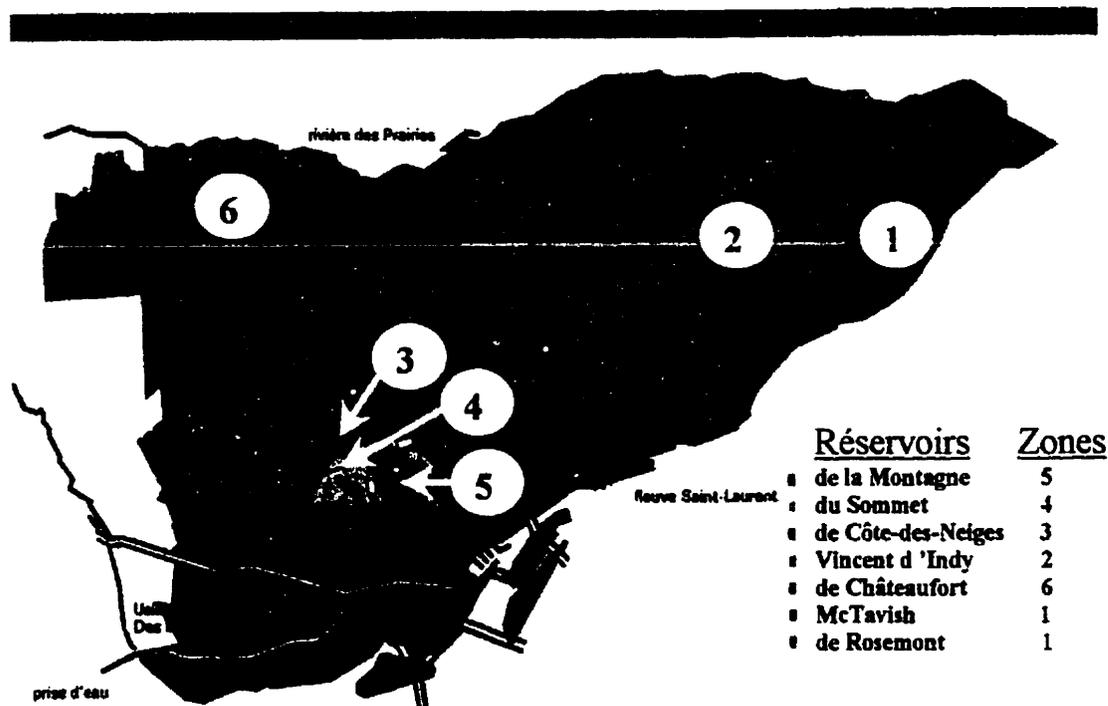


Figure 3.1 : Zones de distribution – réseau de distribution de la Ville de Montréal
(Ville de Montréal, Service des travaux publics)

La zone 3 comprend la partie de l'île de Montréal entourant le Mont-Royal, entre les niveaux d'élévation 85m et 115m. En mode d'opération normal, cette zone est alimentée par la station de pompage McTavish (située au réservoir McTavish), qui est lui-même alimenté par les deux usines de traitement Charles-J. Des Baillets et Atwater. Le réservoir Côte-des-Neiges est utilisé pour l'équilibre des pressions et des débits. La zone 3 comporte une sous-zone isolée par des clapets, située dans un secteur élevé d'Outremont, qui est alimentée par le poste de surpression du Mont-Royal, situé au réservoir Vincent d'Indy. La zone 4 comprend la partie de l'île située sur le Mont-Royal entre les points d'élévation de 115m et 170m. L'alimentation y est fournie par la station de pompage Côte-des-Neiges (située au réservoir Côte-des-Neiges) et le réservoir du Sommet y est utilisé pour équilibrer les pressions et les débits. Finalement, la zone 5 est la plus élevée, englobant la partie de l'île de Montréal située au-dessus de l'élévation

170m. L'alimentation y est également fournie par la station de pompage Côte-des-Neiges et le réservoir de la Montagne y est utilisé pour équilibrer les pressions et débits. La figure 3.2 illustre les stations de pompage et réservoirs desservant les trois zones.

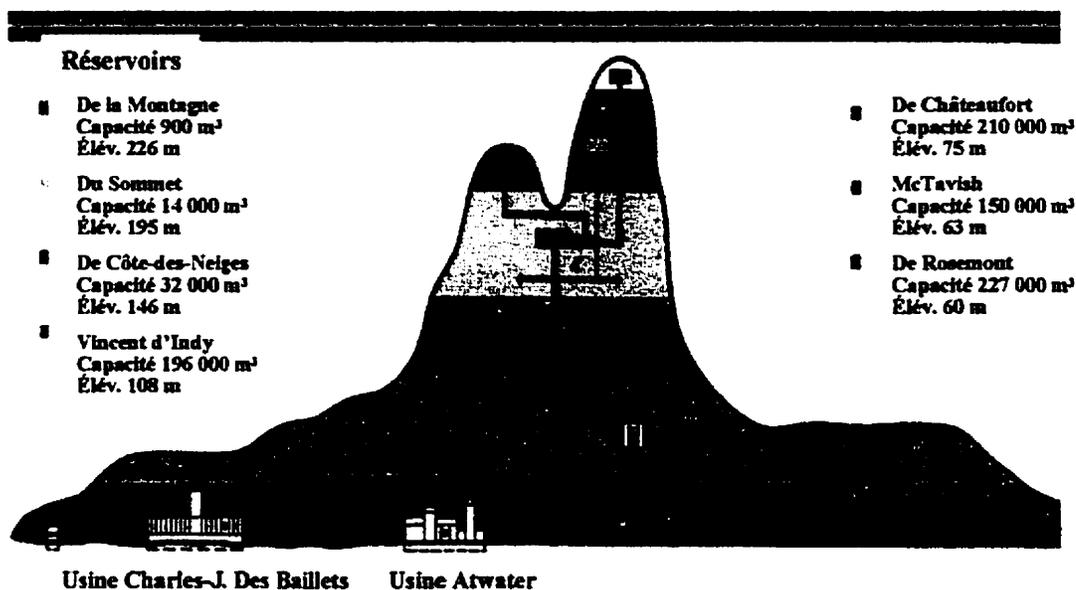


Figure 3.2 : Stations de pompage et réservoirs - réseau Ville de Montréal
(Ville de Montréal, Service des travaux publics)

Au point de vue géographique, le réseau à l'étude est délimité au sud par l'avenue Docteur Penfield, le chemin St-Sulpice ainsi que le chemin de la Côte-St-Antoine, à l'ouest par le boulevard Décarie et les avenues Girouard et Coolbrook, au nord par le chemin de la Côte-Ste-Catherine et l'avenue Ducharme et à l'est par le parc du Mont-Royal et la rue Peel. La figure A.1 de l'annexe A fournit la localisation géographique des nœuds du réseau selon les zones de pression définies.

La ville de Montréal utilise 70 stations d'échantillonnage dans l'ensemble de son réseau afin de contrôler la qualité de l'eau. Seize de ces stations sont localisées dans la zone à l'étude, ce qui représente 23% des points d'échantillonnage du territoire (Figure 3.3). La

fraction du débit distribuée dans les zones 3-4-5 s'établit à environ 4 à 5 % du débit total. La motivation derrière le choix de ces zones pour ce projet provient du fait que 40% des épisodes positifs de coliformes et 44,5% des avis de bouillir sont survenus dans ces trois zones selon les données disponibles pour la période 1989-1997 (Figure 3.3). La probabilité d'occurrence de ces événements est donc supérieure dans cette section du réseau, ce qui justifie des investigations complémentaires. La localisation des stations d'échantillonnage est disponible à la figure A.2 et le tableau A.1 fournit les détails relatifs à chacune des stations.

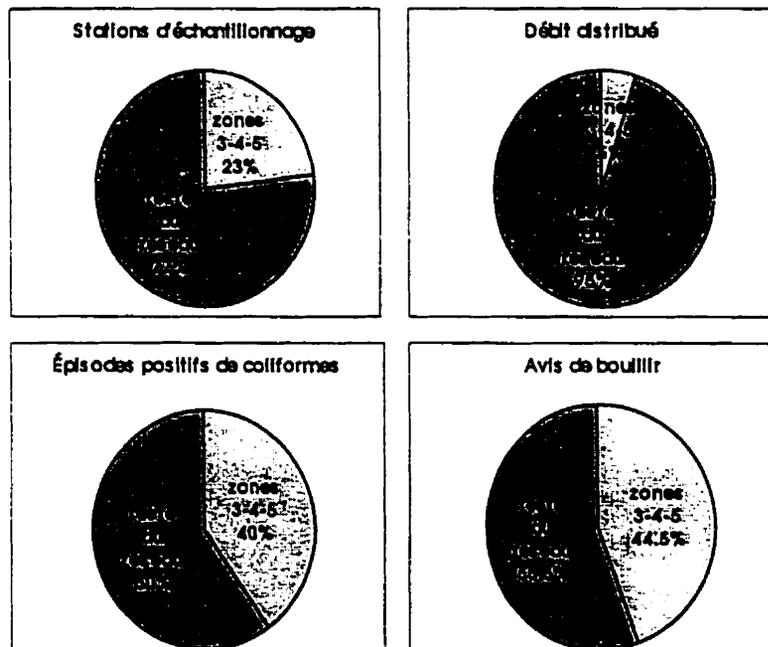


Figure 3.3 : Comparaison des zones 3-4-5 au reste du réseau au niveau des stations d'échantillonnage, du débit distribué, des épisodes positifs de coliformes et des avis de bouillir (1989-1997).

3.2 Mise en place de la base de données

La première étape du développement de l'approche intégrée a consisté à mettre en place une base de données contenant des informations relatives à la structure, à l'opération et à la qualité de l'eau du réseau étudié. Les paramètres structurels et qualité ont pu être obtenus auprès de différents services municipaux tandis que les paramètres opérationnels du réseau ont été calculés au moyen d'un logiciel de simulation hydraulique. La figure 4.4 (Section 4.11) résume l'ensemble des paramètres pris en considération dans la base de données.

3.2.1 Les données structurelles

Les données relatives à la structure du réseau considérées dans cette étude sont les suivantes : diamètre, longueur, coefficient de rugosité, âge, matériau et bris de conduites, élévation et localisation des nœuds. Ces données ont été fournies par le Service des travaux publics de la Ville de Montréal. Comme la Ville de Montréal utilise déjà des logiciels de simulation hydraulique pour modéliser son réseau (*KYPIPE 2W*, *WATCAD v2.4*, *AQUAGEO*), les données relatives au diamètre, à la longueur, au coefficient de rugosité des conduites ainsi qu'à l'élévation et à la localisation des nœuds étaient directement disponibles et proviennent du logiciel *AQUAGEO*. Par conséquent, la configuration nœud/conduite de base utilisée pour cette étude correspond à celle définie dans *AQUAGEO*, qui inclut autant les conduites principales (diamètre de 356 mm (14")) et plus que secondaires (diamètre de 305 mm (12")) et moins).

Les diamètres de conduites de la portion de réseau étudiée varient de 102 mm (4") à 1067 mm (42") et près de 50% des conduites possèdent un diamètre de 203 mm (8"). Les coefficients de rugosité utilisés sont les coefficients Hazen-Williams estimés et varient de 40 (conduites plus âgées) à 140 (conduites dont l'installation est plus récente avec une rugosité moindre). La localisation spatiale des nœuds (position x-y) provient

d'une projection MTM (Modified Transverse Mercator) du système de coordonnées NAD 83 (*North American Datum of 1983*).

L'âge des conduites ainsi que leur matériau de fabrication ont été obtenus à partir des plans papier du réseau. Pour le réseau à l'étude, l'année d'installation des conduites est directement reliée au matériau de fabrication, c'est-à-dire que toutes les conduites installées avant 1962 sont en fonte grise non-revêtue (90% de la longueur du réseau), celles installées entre 1963 et 1974 sont en fonte ductile non-revêtue (5% de la longueur du réseau) et celles installées depuis 1975 sont en fonte ductile recouverte de ciment (5% de la longueur du réseau). La définition des conduites dans la configuration nœud/conduite utilisée (provenant d'*AQUAGEO*) ne prend en compte que les diamètres et longueurs (en suivant généralement la même disposition que le réseau de voirie). Comme le paramètre "âge de conduites" n'y est pas considéré, parfois plus d'une année d'installation sont fournies pour une seule conduite puisque des remplacements de tronçons, suite à diverses réparations, ont été effectués au cours des années (jusqu'à cinq années d'installation sont parfois fournies pour un seul tronçon de conduite entre deux nœuds). Comme l'intégration complète des deux bases de données aurait nécessité la définition de nœuds supplémentaires, il a donc été décidé de ne prendre en compte que l'année d'installation du plus grand tronçon composant la conduite originalement définie. Une telle simplification a entraîné une certaine perte d'information au niveau de la base de données, qui s'est probablement répercutée au niveau des résultats obtenus lors des corrélations effectuées.

Les données de bris de conduites ont été obtenues à partir d'une base de données déjà compilée pour la période comprise entre les années 1993 à 1996. Les informations qui y sont disponibles sont le tronçon affecté (dont la définition est également différente de la configuration nœud/conduite préalablement introduite) ainsi que le nombre de bris survenu à chacun des tronçons à chaque année (la date exacte des bris n'y est toutefois pas mentionnée). Un nombre total de 63 bris a été répertorié dans le réseau à l'étude

durant cette période. Toutefois, comme les configurations nœud/conduite des deux bases de données sont différentes (structure et bris), certains tronçons de la base de données "bris" correspondaient à plus d'une conduite dans la configuration de base. Comme ces dernières peuvent être constituées de tronçons installés à différentes années (tel que discuté au paragraphe précédent), la détermination de l'âge des tronçons affectés par des bris peut alors devenir ambigu. Par conséquent, afin d'éliminer toute incertitude relative à la détermination de l'année d'installation (paramètre important lors de l'analyse des bris de conduite), ces tronçons n'ont pas été considérés, résultant en l'élimination de 22% des bris (14 bris) pour l'analyse.

3.2.2 Les données opérationnelles

Les données relatives au fonctionnement hydraulique du réseau considérées dans cette étude sont les suivantes : débit et vitesse de l'eau dans les conduites, pression et hauteur piézométrique aux nœuds, temps de séjour de l'eau et nombre de Reynolds. À cause du fonctionnement dynamique d'un réseau de distribution, ces paramètres ont été calculés à l'aide d'un logiciel de simulation hydraulique (*EPANET*), dont la mise en place est expliquée en détail à la section 3.3. Les données de base nécessaires à la modélisation du réseau, les consommations aux nœuds ainsi que les consignes de pompage, ont été fournies par le Service des travaux publics de la Ville de Montréal.

Les consommations aux nœuds utilisées comme données d'entrée dans le modèle représentent des valeurs de consommation moyenne annuelle. Ces consommations sont calculées et réparties aux nœuds à partir des données de recensement de la population. Une modulation horaire de ces consommations, définie à partir des données de pompage aux réservoirs, a également été introduite. Les consignes de pompage sont théoriques et suivent la consigne selon laquelle la gamme d'opération du niveau des réservoirs peut varier entre 69 à 96% de leur capacité.

Un choix des paramètres opérationnels à représenter au niveau du logiciel de visualisation a du être fait à cause de la nature dynamique de ce type de données. Par conséquent, les valeurs de vitesse, pression et temps de séjour calculées par *EPANET* lorsque les consommations sont minimales et maximales (variation journalière) sont incluses à la base de données ainsi que le nombre de Reynolds minimal et maximal.

Le nombre de Reynolds n'est pas directement calculé par simulation mais est toutefois relié à la vitesse d'écoulement de l'eau dans les conduites par la relation

$$R = \rho * v * d / \mu$$

Où ρ = masse volumique de l'eau (998.2 kg/m³ à 20°C)

v = vitesse de l'eau (m/s)

d = diamètre de la conduite (m)

μ = viscosité dynamique de l'eau (1,002*10⁻³ Pa*s à 20°C)

Ce paramètre est considéré dans la base de données puisqu'il fournit une indication du régime d'écoulement de l'eau dans les conduites. Pour fin de classification, une valeur du nombre de Reynolds inférieure à 2300 correspond théoriquement à un écoulement laminaire, une valeur entre 2300 et 4000 à un écoulement transitoire, et une valeur supérieure à 4000 à un écoulement turbulent.

3.2.3 Les données qualité

Les données relatives à la qualité de l'eau dans le réseau considérées dans cette étude sont les suivantes : température de l'eau et chlore résiduel (libre, combiné, total) au niveau physico-chimique; coliformes totaux et BHA au niveau microbiologique. Ces données ont été fournies par le Laboratoire de contrôle de la qualité de la Ville de Montréal, situé à l'usine Charles-J. Des Bailleurs.

Les paramètres physico-chimiques ont été obtenus à partir d'une base de données informatisée comprenant les mesures effectuées à tous les points d'échantillonnage du

réseau pour la période comprise entre les mois de janvier 1995 et septembre 1998. Les paramètres tels que la couleur, la turbidité et le pH de l'eau n'ont pas été systématiquement inclus dans l'outil de visualisation (dont la mise en place est discutée à la section 3.4) car ils ne sont mesurés qu'à seulement sept des seize points d'échantillonnage de la zone étudiée. Toutefois, ces données ont parfois été consultées afin d'obtenir de l'information supplémentaire. Les paramètres microbiologiques, obtenus à partir d'une base de données papier, ont été inclus à la base de données informatisée.

Les paramètres qualité sont mesurés une fois par semaine aux différentes stations d'échantillonnage du réseau. Les méthodes analytiques utilisées sont les suivantes : le chlore est mesuré par la méthode colorimétrique à la DPD, les coliformes totaux sont énumérés par la technique de filtration sur membrane (milieu de culture M-Endo – 35°C, 24h) (APHA *et al.*, 1995) et les BHA sont énumérées par la procédure d'incorporation sur gélose (milieu de culture R2A), avec incubation à 35°C pendant 48 heures.

3.3 Mise en place de la modélisation hydraulique

Le modèle de simulation hydraulique utilisé pour cette étude est le logiciel *EPANET* version 1.1e, développé par l'Agence de Protection de l'Environnement Américaine (*U.S.EPA*). Ce logiciel permet de modéliser autant le comportement hydraulique que certains paramètres relatifs à la qualité de l'eau dans un réseau, et ce, aussi bien en mode statique (à un instant donné) qu'en mode dynamique (sur une longue période de temps). En plus de fournir les caractéristiques hydrauliques en tout point du réseau, *EPANET* permet de modéliser les concentrations de différentes substances (comme le chlore par exemple), les temps de séjour de l'eau et permet également de retracer la proportion d'eau provenant d'une source particulière pour un réseau alimenté par plus d'une source. Le grand avantage de ce logiciel est qu'il est facilement accessible à tous puisqu'il est

distribué gratuitement par l'Agence de Protection de l'Environnement américaine (par le biais du site web de l'organisation – <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/epanet/>).

3.3.1 Étalonnage du modèle

Une première simulation hydraulique du réseau a été réalisée pour la zone 3 seulement, en mode statique, afin de comparer les résultats obtenus par *EPANET* et ceux obtenus par *AQUAGEO*, ce dernier étant calibré à partir de mesures de pression effectuées sur le réseau. La comparaison des résultats relatifs aux débits d'écoulement dans les conduites ainsi qu'aux pressions aux nœuds calculés par les deux logiciels est présentée aux figures 3.4 et 3.5.

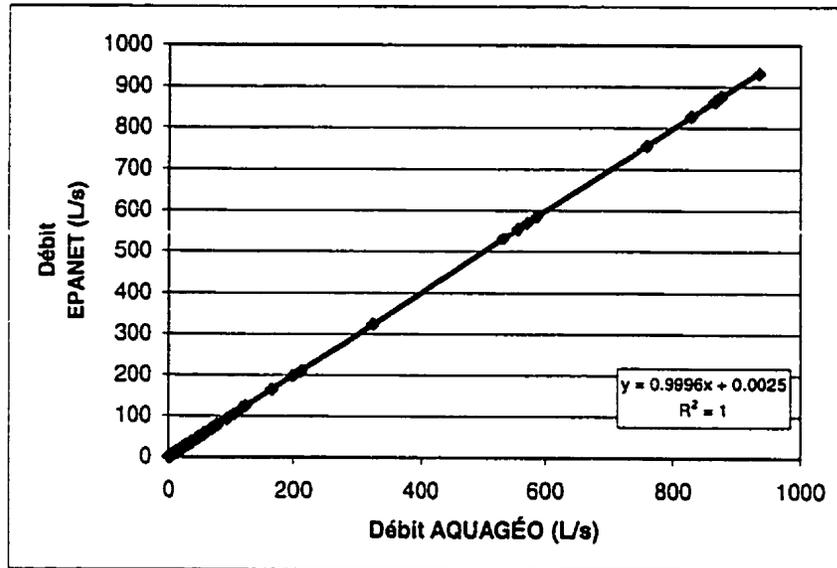


Figure 3.4 : Comparaison des résultats relatifs aux débits dans les conduites
(EPANET vs AQUAGÉO)

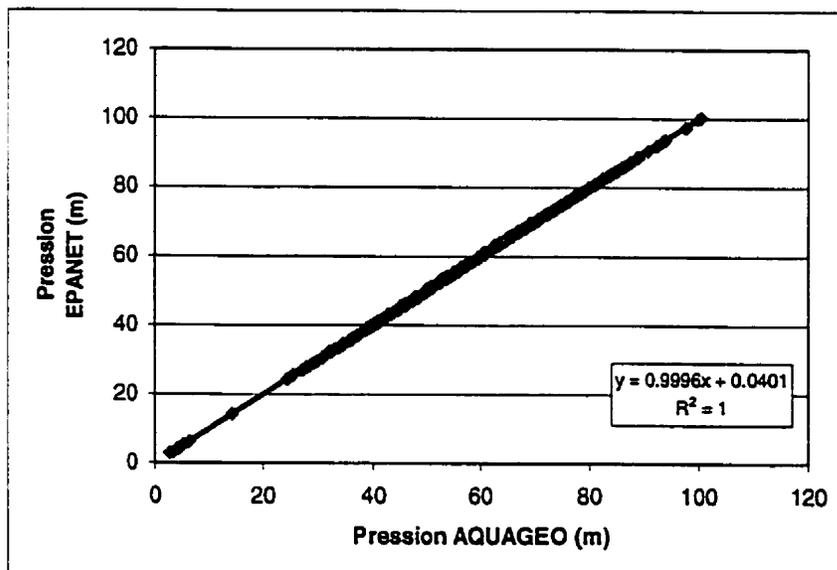


Figure 3.5 : Comparaison des résultats relatifs aux pressions aux nœuds
(EPANET vs AQUAGÉO)

La très bonne correspondance obtenue entre les deux logiciels indique que les algorithmes utilisés pour la modélisation hydraulique sont probablement identiques pour les deux modèles.

Suite à la vérification du bon fonctionnement d'*EPANET* (par rapport aux données de calibration disponibles), des simulations hydrauliques en mode dynamique, incluant les zones 3-4-5, ont été réalisées afin d'obtenir une vision plus réelle du fonctionnement du réseau. Par conséquent, l'effet de l'opération des réservoirs (variations de niveaux, cycles de pompage) a alors été considéré. De plus, les variations horaires des consommations, définies à partir des données de pompage aux réservoirs, ont également été prises en compte afin de raffiner la modélisation (Figure 3.6). Selon les facteurs obtenus, les consommations minimales surviennent dans le réseau à 4:00 am (facteur de 0,73) et les consommations maximales à 9:00 am (facteur de 1,24).

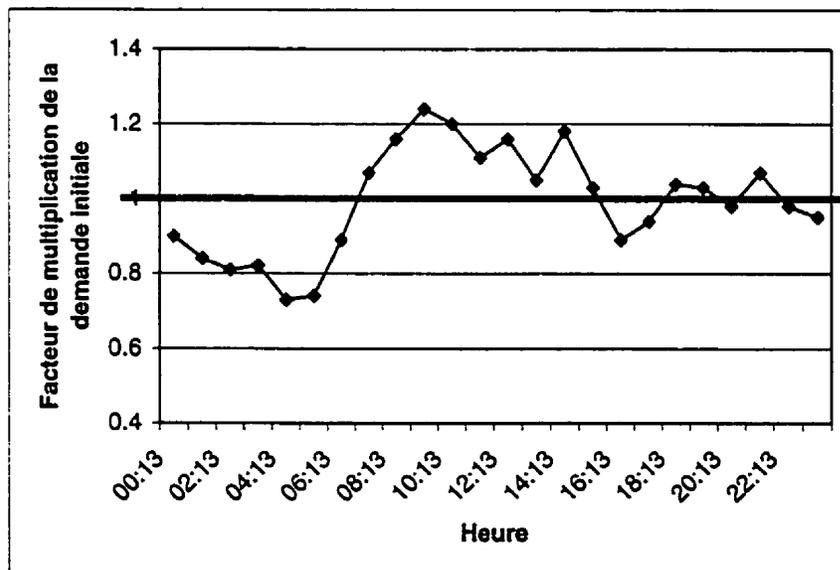


Figure 3.6 : Variation horaire relative des consommations sur les zones 3-4-5

3.3.2 Modélisation des temps de séjour

La modélisation du temps de séjour de l'eau dans le réseau a été effectuée à l'aide d'*EPANET*. Une telle simulation a permis d'identifier, entre autre, quel pouvait être l'effet de l'opération des réservoirs sur la variation des temps de séjour dans le réseau. Afin d'obtenir l'évolution du temps de séjour de l'eau à chacune des stations d'échantillonnage, ces dernières ont été attribuées à un nœud *EPANET* correspondant le plus fidèlement possible à leur localisation géographique (tableau A.1). Les temps de séjour obtenus à chacune des stations d'échantillonnage varient en fonction des variations horaires de consommations et de l'opération des réservoirs (effet plus marqué sur les zones 4 et 5). Les valeurs obtenues résultent de simulations effectuées sur une période étendue (900 heures) afin d'obtenir des résultats stationnaires, c'est-à-dire indépendants de la durée écoulée depuis le début de la simulation. La figure 3.7 fournit les intervalles ainsi que les valeurs moyennes (calculées pour un cycle de variation) de temps de séjour simulés à chacune des stations d'échantillonnage. Il est à noter que ces temps de séjour ne sont utilisés qu'à titre indicatif puisqu'ils résultent de simulations où des valeurs de consommations moyennes annuelles sont utilisées. Aucune vérification n'a été effectuée dans le réseau (au moyen de traçage par exemple) afin de vérifier les résultats de temps de séjour obtenus par *EPANET*.

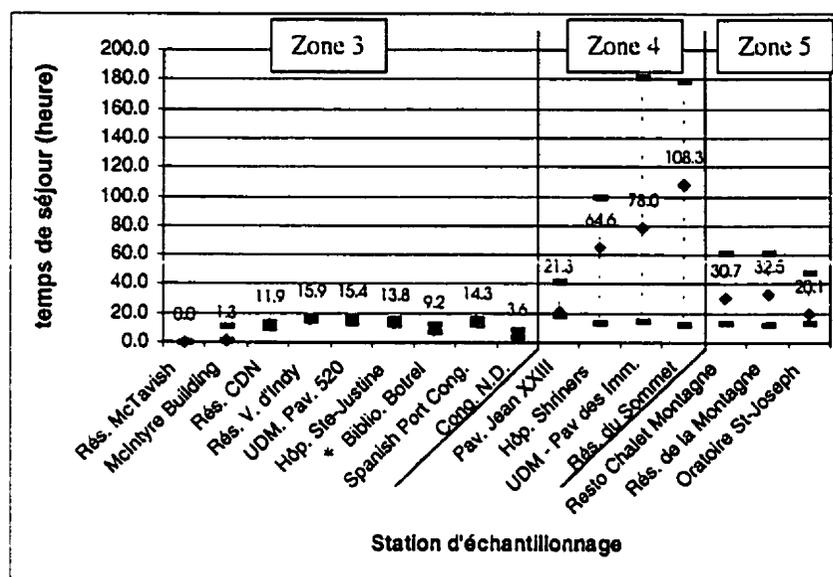


Figure 3.7 : Intervalles et valeurs moyennes de temps de séjour simulés par *EPANET* aux stations d'échantillonnage (les valeurs indiquées sont les moyennes)

(* Biblio Botrel : le temps de séjour moyen réel est plus probablement 20h, voir section 4.5.1)

Dans la zone 3, les temps de séjour obtenus indiquent une alimentation provenant directement du réservoir McTavish pour trois stations d'échantillonnage : *McIntyre Medical Sciences Building*, *Bibliothèque Botrel* et *Congrégation Notre-Dame*, les autres stations de la zone étant alimentées par un mélange d'eau provenant du réservoir McTavish et du réservoir Côte-des-Neiges, où le temps de séjour est d'environ 12 heures (Figure 3.7). Toutefois, la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel* constitue un cas particulier au niveau de l'hydraulique tel qu'expliqué de façon détaillée à la section 4.5.1. Puisque cette station est située tout près d'un point d'équilibre (point de rencontre de débits provenant des réservoirs McTavish et Côte-des-Neiges), une alimentation provenant du réservoir Côte-des-Neiges (avec un temps de séjour moyen de près de 20 heures) est beaucoup plus probable que celle actuellement modélisée par *EPANET*.

Les temps de séjour dans les zones 4 et 5 sont relativement plus faibles lors du remplissage des réservoirs du Sommet et de la Montagne puisque l'ensemble des deux

zones est alors alimenté par la station de pompage Côte-des-Neiges. Par contre, lorsque ces deux zones sont alimentées à partir de ces réservoirs (période de vidange), les temps de séjour rencontrés aux différentes stations d'échantillonnage aux environs des réservoirs peuvent devenir relativement élevés. Par conséquent, de grandes variations, au niveau des intervalles de temps de séjour simulé, surviennent aux stations d'échantillonnage localisées sur ces deux zones (Figure 3.7). Les temps de séjour rencontrés aux stations d'échantillonnage *UDM-Pavillon Direction des Immeubles et Hôpital Schriners* dans la zone 4, sont grandement influencés par la séquence remplissage / vidange du réservoir Sommet, le temps de séjour de l'eau dans ce dernier pouvant atteindre près de 7,5 jours. La même situation se répète dans la zone 5, où les stations d'échantillonnage *Restaurant Chalet de la Montagne et Oratoire St-Joseph* sont influencées par le fonctionnement du réservoir de la Montagne. Toutefois, l'effet sur le temps de séjour de l'eau à ces stations est moindre que dans la zone 4 puisque le temps de séjour maximal à ce réservoir ne s'élève qu'à près de 2,5 jours. La figure 3.8 illustre la distribution des temps de séjour dans les trois zones à l'étude lorsque le réservoir Sommet est en mode de remplissage (temps de séjour entre 10 et 15 heures aux alentours du réservoir – couleur verte) et le réservoir de la Montagne en mode de vidange (temps de séjour de plus de 20 heures – couleur rouge). La portion de la zone 3 directement alimentée par le réservoir McTavish (moins de 10 heures de temps de séjour – couleurs mauve et bleu) est facilement identifiable.

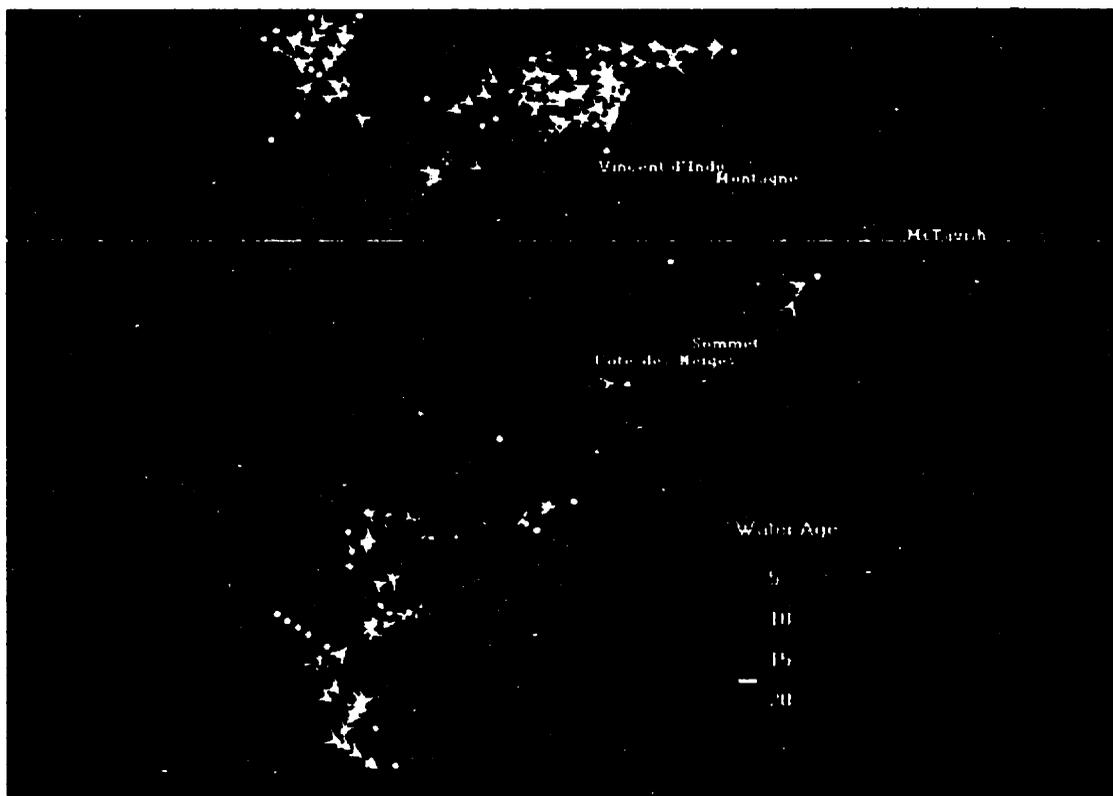


Figure 3.8 : Distribution des temps de séjour (simulation *EPANET*)

3.3.3 Modélisation du chlore

La modélisation du chlore total dans la zone 3 du réseau a été réalisée à l'aide d'*EPANET* mais les résultats obtenus sont préliminaires et n'ont pas été utilisés dans les différentes analyses statistiques effectuées au cours de ce projet. Quelques difficultés ont été rencontrées lors de la mise en place d'une telle procédure :

- (1) Étalonnage du modèle difficile à cause de la fréquence des mesures de chlore effectuées dans le réseau (une fois par semaine et heure d'échantillonnage non-disponible dans la base de données).
- (2) Interprétation des données de chlore difficile pour les zones 4 et 5 en raison de l'opération des réservoirs (l'heure d'échantillonnage n'étant pas disponible, il est

difficile de relier directement les concentrations mesurées au fonctionnement des pompes – cycle remplissage/vidange).

- (3) Évaluation des constantes de dégradation du chlore dans l'eau et aux parois des conduites plutôt fastidieuse (par essais et erreur); la constante de dégradation du chlore dans l'eau aurait pu être mesurée en laboratoire, mais au moment de la réalisation de cette procédure, les températures étaient trop froides.

Par conséquent, seule une modélisation du chlore sur la zone 3 a été réalisée.

Les constantes de dégradation du chlore dans l'eau (K_e) et aux parois des conduites (K_p) ont été estimées à partir des valeurs proposées par Rossman *et al.* (1994). Ces derniers utilisent une valeur de K_e égale à $0,55 \text{ d}^{-1}$ et des valeurs de K_p entre 0,15 et 0,45 m/d. Ces valeurs ont ensuite été ajustées pour notre réseau jusqu'à ce que les concentrations de chlore prédites par EPANET soient le plus près possible des concentrations mesurées dans le réseau. Suite à plusieurs essais, la valeur de K_e a été fixée à $1,2 \text{ d}^{-1}$ et celle de K_p à $1,6 \text{ m/d}$ pour la période estivale (mois de juillet et août). Des travaux effectués par Vasconcelos *et al.* (1997) indiquent des valeurs de K_e pouvant varier entre 0,08 et $17,7 \text{ d}^{-1}$ et des valeurs de K_p entre 0,0 et $1,52 \text{ m/d}$ pour différents réseaux étudiés. La figure 3.9 illustre, à titre d'exemple, la comparaison entre les concentrations de chlore total prédites par EPANET et celles mesurées dans la zone 3 pour les mois de juillet et août 1997.

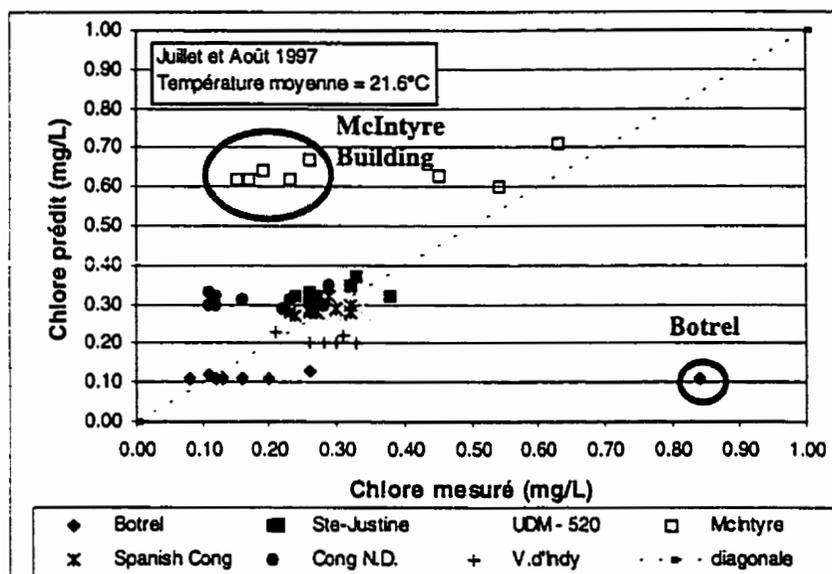


Figure 3.9 : Comparaison des concentrations de chlore total prédites et mesurées aux différents points de prélèvements (Zone 3, année 1997; $K_e=1,2 \text{ d}^{-1}$ et $K_p=1,6 \text{ m/d}$)

En général, les concentrations de chlore prédites par *EPANET* se situent à $\pm 0,2 \text{ mg/L}$ des concentrations mesurées. Toutefois, cette étape d'étalonnage des valeurs de chlore obtenues à l'aide du modèle a permis l'identification de deux disparités majeures au niveau des concentrations mesurées et prédites durant la période estivale de 1997 (valeurs encadrées - Figure 3.9). À la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel*, *EPANET* indique une concentration résiduelle de chlore total d'environ $0,10 \text{ mg/L}$ tandis qu'une des concentrations mesurées s'élève à plus de $0,80 \text{ mg/L}$. Il s'est avéré que cette concentration de chlore plus élevée a été mesurée le 30 juillet, suite à une vidange de la conduite effectuée suivant un épisode de coliformes survenu la semaine précédente. À la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building*, plus de la moitié des mesures de chlore effectuées sont également problématiques puisque le modèle indique une concentration de chlore total à ce point entre $0,60$ et $0,70 \text{ mg/L}$ tandis que certaines concentrations mesurées se situent entre $0,15$ et $0,25 \text{ mg/L}$. Une analyse détaillée du comportement des valeurs de chlore mesurées à cette station d'échantillonnage en 1997

est disponible à la section 5.2.3 et attribue cette différence à une modification importante du fonctionnement hydraulique du réseau.

La modélisation du chlore dans le réseau pour une année complète nécessite la modification des constantes de dégradation du chlore dans l'eau (K_e) et aux parois des conduites (K_p) selon la température de l'eau puisque cette dernière influence la cinétique de dégradation du chlore (Jadas-Hécart *et al.*, 1992; Kiéné *et al.*, 1998). Par conséquent, les valeurs de K_e et K_p sont plus faibles l'hiver puisque la vitesse de dégradation du chlore est moins rapide en eau froide. En ce qui concerne K_p , une valeur unique pour l'ensemble du réseau a été utilisée lors de cette modélisation mais en réalité, plusieurs valeurs pourraient être sélectionnées selon le type de conduite rencontré sur le réseau puisque la consommation du chlore aux parois est influencée par le taux de corrosion, le biofilm et les dépôts.

Une carte de la distribution théorique du chlore dans l'ensemble du réseau est fournie à la figure 3.10. Pour cette modélisation, la concentration de chlore total à la sortie du réservoir McTavish a été fixée à 0,72 mg/L et celle à la sortie de la station de pompage Côte-des-Neiges (rechloration vers les zones 4 et 5) à 0,75 mg/L. Ces concentrations correspondent à celles mesurées la première semaine du mois de juillet 1997. Il est logique de constater que les concentrations de chlore plus faibles sur la zone 3 surviennent en bout de réseau (couleur mauve, concentrations < 0,15 mg/L) et correspondent aux mêmes trois zones où le temps de séjour modélisé est le plus élevé sur la zone 3 (Figure 3.8).

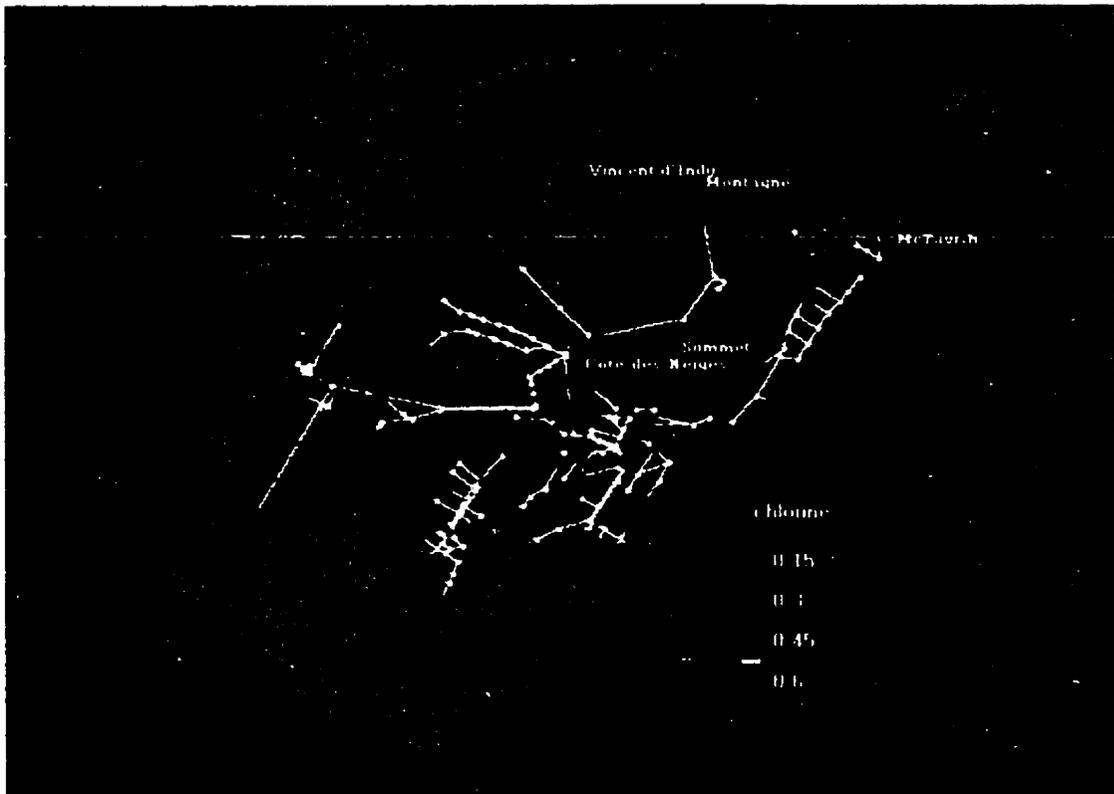


Figure 3.10 : Distribution du chlore total (conditions relatives à la première semaine du mois de juillet 1997 – Modélisation *EPANET*)

3.4 Mise en place de l'outil de visualisation

Deux objectifs ont guidé le développement de l'outil de visualisation : (1) visualiser simultanément sur une carte, avec les autres paramètres, les paramètres qui ne sont pas inclus dans *EPANET*, soit l'âge, les matériaux et les bris de conduites, le régime d'écoulement (nombre de Reynolds) ainsi que les paramètres qualité qui sont effectivement mesurés dans le réseau; (2) représenter les variations spatiales et temporelles des paramètres qualité puisque ces derniers sont mesurés de façon hebdomadaire. Par conséquent, un logiciel de visualisation graphique appelé *MADSIG*, a été développé sous le principe d'un système d'information géographique (SIG) adapté à l'analyse d'un réseau de distribution d'eau potable. Cet outil a pu être développé grâce à l'expertise du Groupe *MADITUC* (Modèle d'analyse désagrégée des itinéraires de

transport urbain collectif) du département des génies Civil, Géologique et des Mines de l'École Polytechnique de Montréal.

Au moyen de cet outil de visualisation graphique, chaque paramètre inclus dans la base de données peut être visualisé sous la forme d'une couche d'information. Le logiciel permet une représentation spatiale des paramètres puisque ces derniers sont superposés au squelette du réseau de distribution. Le logiciel permet également une représentation spatio-temporelle des paramètres qualité au moyen d'une animation, permettant ainsi de voir l'évolution de ces paramètres à chaque semaine et à chacune des stations d'échantillonnage de façon simultanée. Au niveau des paramètres opérationnels, qui évoluent selon les variations de consommation et l'opération des réservoirs, seuls deux scénarios ont été intégrés à *MADSIG*, correspondant aux périodes de consommations minimales et maximales.

L'interface développée est simple à utiliser et est divisée en trois sections : la section principale permet l'affichage de type SIG, une seconde section permet de choisir les couches d'information à visualiser et à activer et une dernière section permet d'obtenir les attributs relatifs à la couche active. La section 4.4.3 du chapitre 4 fournit une description détaillée du fonctionnement et des possibilités de l'outil développé. De plus les figures 4.3 et 4.4 illustrent respectivement l'interface informatique de *MADSIG* ainsi que l'ensemble des couches d'informations disponible.

CHAPITRE 4
UTILISATION D'UNE APPROCHE INTÉGRÉE AFIN D'EXPLIQUER LA
QUALITÉ DE L'EAU D'UN RÉSEAU DE DISTRIBUTION
(ARTICLE SCIENTIFIQUE)

Le contenu du présent chapitre comprend un article soumis au *Journal of American Water Works Association*. Cet article présente les détails relatifs au développement de l'approche intégrée soit (1) la mise en place de la base de données, (2) la mise en place du logiciel de simulation hydraulique et (3) le développement du logiciel de visualisation graphique. Une discussion relative à quelques résultats obtenus suite à l'utilisation de l'approche intégrée y est également présentée. L'analyse de la qualité de l'eau à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel*, l'effet de la température de l'eau et du chlore résiduel sur l'apparition des coliformes totaux et des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA) dans le réseau ainsi qu'une analyse des bris de conduites y sont abordés. Les données utilisées pour les figures illustrant les résultats (4.8 à 4.12) sont disponibles à l'Annexe B.

Integrated approach to explain water quality in a distribution system

Marie-Claude Besner, Vincent Gauthier, Benoît Barbeau,

Robert Millette, Robert Chapleau and Michèle Prévost

4.1 Abstract

An integrated approach, including: (1) a diversified database, (2) a simulation model for hydraulic and water quality behavior, and (3) a computer visualization tool which integrates all the available data and represents their spatial as well as their temporal variations, has been used to study water quality variations on a sector of the City of Montreal distribution network. Results obtained at one sampling point have allowed us to identify the main factors (water residence time, pipe breakage and flow regime) that could be responsible for the water quality variations observed. Globally, high water temperatures and low chlorine residuals were found to be related to total coliform and HPC organism occurrences on the network under study. Pipe break occurrences were studied as well, and results showed that unlined ductile iron pipes installed between 1963 and 1974 were more likely to break. It was found that the integrated approach developed with the City of Montreal for this study facilitates water quality management by allowing many parameters to be compared and the most important of these, in terms of their effect on water quality, identified.

4.2 Introduction

It is now widely recognized that finished water can undergo a variety of physical, chemical and biological changes while it is being transported in a distribution system. The fact that the water leaving treatment plants is usually of good quality has led more and more water utility managers to concentrate their efforts on distribution systems so that the water at the consumer's tap will be of a quality comparable to that achieved at the treatment plant.

The analysis of water quality evolution in an actual distribution system may be quite difficult, considering the large number of parameters that must be considered, such as network structure and system operation, as well as the physical and chemical characteristics of the water. The dynamic nature of some of these parameters makes the analysis still more complex. Since distribution systems can be considered to behave like complex reactors and because water quality degradation can be caused by many factors, the use of an integrated approach which can illustrate spatial and temporal parameter variations simultaneously could become a necessary and important tool in carrying out a reliable network analysis.

Numerous parameters can affect water quality in a distribution system. At the structural level, pipe materials, particularly corrodible ones, may exert a high chlorine demand.^{1,2} Corrosion tubercles then represent privileged zones for microorganisms protection and proliferation.³⁻⁵ Pipe diameters can also affect water quality, indirectly, depending on pipe material and the degree of biofilm formation, since chlorine demand is highly influenced by these factors and to a degree that varies in proportion to the extent of the solid-liquid interface.⁶⁻⁸ Finally, pipe breaks may influence water quality, particularly when flushing and disinfection procedures carried out following repairs are not performed carefully and thoroughly.^{9,10}

Operational network parameters like slow water velocities and long water residence times greatly affect water quality by favoring the disappearance of chlorine residual and consequent microbiological growth in the network.¹¹ Such hydraulic conditions favor the deposition and accumulation of sediment which can serve as habitat for microbial growth and protection against disinfection.^{12,13} The importance of maintaining minimal water pressures on a network must also be considered, particularly if cross-connections are present, in order to reduce possible pathogen intrusions.^{10,14} At the other end of the scale, excessive pressures can cause pipe leaks and breaks.¹⁵ The configuration and operation of storage tanks throughout the network constitute another operational

parameter which affects water quality, in particular by increasing water residence time in the network, sometimes quite significantly.¹⁶⁻¹⁸

Finally, since structural and operational parameters are generally not directly available, physico-chemical parameters are usually the only ones considered in explaining water quality variations. Water temperature is probably the most important factor affecting coliform occurrences in a network.^{19,20} The level of biodegradable organic matter (BOM) in water can also favor bacterial growth since BOM serves as a nutrient for microorganisms.^{21,22} The presence of a disinfectant residual such as chlorine may control the number of cultivable bacteria in the bulk phase, but seems to have a more limited effect on biofilm and on sediment bacteria.²³⁻²⁵

In order to understand all the possible interactions among the multiple parameters that affect water quality between the treatment plant and the user's tap, more and more water utility managers are tending to use hydraulic and water quality models.²⁶⁻²⁸ Furthermore, as the use by water utilities of tools like geographic information systems (GIS)^{29,30} and supervisory control and data acquisition (SCADA) technologies^{31,32} becomes more and more popular, a degree of data integration can be achieved such that more reliable network analysis and management can be performed than ever before.

The current project has been put in place to provide a framework in which new research developments in the fields of network modeling and databases can be integrated with the aim of explaining water quality variations at different network locations. This will enable water quality to be studied not only based on the measurements of water characteristics carried out in a given week, but also based on the past history of the site and on other parameters which are not necessarily managed by quality control laboratories. Thus, the achievement of data integration for performing global network analysis constituted the premise of the current project, for which two general objectives were identified. The first objective was to create a visual representation of the

distribution network, which would include all the structural, operational and quality parameters that could possibly affect the microbial quality of the water. The three steps to be completed in order to fulfill this particular objective were as follows: (1) identification and collection of the data required to build a complete database, (2) hydraulic modeling of the network to obtain an operational database, and (3) development of a computer visualization tool which integrates all the available data and represents their spatial as well as their temporal variations. The second objective of the study was to use this integrated approach to investigate the possible interactions among the parameters considered and their effect on the microbial quality of the water. Consequently, the aim of this article is to describe the procedure used to develop the integrated approach. The development of the visualization tool is discussed in detail, and its use in explaining the microbial quality of the water is also presented.

The study has been completed thanks to the collaboration of the City of Montreal (Quebec, Canada), which supplied all the data necessary for the project. The City provides water to about 1.5 million people from two treatment plants which use filtration and chlorination in one case, and filtration, ozonation and chlorination in the other case (no coagulant is used in either plant). The distributed water is of very good quality³³ and the percentage of samples with positive (non-fecal) coliform events for the whole city during the 1995-1997 period was very low, ranging from 0.3% to 0.9%. The focus of the integrated approach developed was on explaining water quality variation in a previously determined area of this distribution system.

4.3 Description of the area studied

The pilot sector of the City's water distribution network selected for this study includes three pressure zones, differentiated by ground elevation and isolated from each other by closed valves. The mean water demand for the three zones is 93,750 m³/d (24.8 mgd) which is provided by the two treatment plants. Four in-ground storage tanks located on

the area under study are used in the regular operation of the system. The McTavish Tank (Figure 4.1) is considered as the entrance of the network. Tank capacities range between 900 m^3 (0.238 Mgal) and $150,000 \text{ m}^3$ (39.6 Mgal), and the water residence time in these structures ranges between a few hours and a few days. Figure 4.2 illustrates the modeled network according to elevation (in meters) and the location of the tanks. The total length of the pipes in the area is 141 km (88 miles), which is about 5.5% of the length of the City's entire distribution system. The pipe diameters range from 102 mm (4 in.) to 1067 mm (42 in.), with more than 50% of the length of the network being composed of 203-mm (8 in.) pipes.

4.4 Development of the integrated approach

4.4.1 Identification and collection of data

The construction of a reliable database is the first step in developing a tool that will enable an integrated analysis of a distribution system. Three categories of data were investigated: structural, quality and operational (hydraulic). Multiple data were available, either from paper-based or computer-based systems. The structural data of interest were obtained from Montreal's Public Works Department. The pipe diameters, lengths and Hazen-Williams coefficients, as well as the node elevations, were directly available from an existing calibrated hydraulic model used by the City. Therefore, the node and link configuration was already in place. The ages of the pipes and the materials from which they were made were available on a paper-based system, and pipe break information was collected from an existing database for the 1993-1996 period.

The water quality data of interest (water temperature, free and combined chlorine, total coliforms and heterotrophic bacterial counts) had been collected for the January 1995 to September 1998 period by the City's Quality Control Laboratory as part of their routine monitoring. These four parameters were available for all sixteen sampling points located

on the area studied (other parameters, like water pH, color and turbidity, are measured at some points only). These quality parameters are measured once a week, from water taps in public buildings and at tank locations. The compiled measurements for the 45-month period considered formed a database of 2,631 samples. Chlorine concentrations are measured using the DPD colorimetric method, total coliform bacteria are enumerated by the membrane filter technique using M-Endo agar³⁴ and HPC organisms are enumerated by the pour-plate procedure using R2A agar incubated at 35°C for 48h.

The basic operational data, nodal demands and pumping instructions were obtained from the Public Works Department. Other operational parameters (pipe velocity, node pressure, residence time) were obtained from a network simulation model.

4.4.2 Hydraulic modeling of the network

The City of Montreal currently uses a simulation model called AQUAGEO[®] to run steady-state hydraulic simulations. For this study, the need to run dynamic simulations and to simulate water residence times and chlorine residuals in the network led us to choose the public domain simulation model EPANET³⁵, which can model hydraulic as well as water-quality behavior in water distribution systems. The first step in modeling the network was to create a steady-state simulation with EPANET in order to compare the results with the pressure-calibrated AQUAGEO results. Identical results were obtained by EPANET and AQUAGEO for pipe flow rate and node pressure computations throughout the network, which indicates that hydraulic simulation equations are probably the same for both software programs. Following this procedure, dynamic hydraulic simulations were carried out with EPANET and hourly demand variations were integrated in the model in order to refine the hydraulic analysis.

³⁵CivilDesign Logiciels d'Ingénierie Inc. (Longueuil, Quebec)

As a result, an operational database of pipe velocities, node pressures and water residence times throughout the network was built directly from EPANET output files. Since these parameters vary with time, only two typical water demand configurations were chosen for representation in the visualization tool. They correspond to the lowest and highest water demands on this network, which take place at 4:00 am and 9:00 am respectively. Even though the Reynolds Number is not directly available from EPANET, its minimum and maximum values have been included in the database since they can be computed directly from pipe velocities. This parameter is used to classify pipe flows, which affect sediment deposition throughout the network.

4.4.3 Development of a visualization tool

The principle behind this tool is that it is capable of illustrating all types of collected data by means of different layers of information which can be superimposed in order to detect possible relationships among them. Two objectives were linked to the development of the tool: (1) the ability to spatially visualize the parameters that are not included in EPANET, which are the pipe ages, materials and breaks, as well as the quality parameters that are effectively measured throughout the distribution network, and (2) the ability to obtain a temporal representation of those quality parameters throughout the network since they are time-dependent. As a result, a geographic information system (GIS-type) software, called MADSIG, adapted to the analysis of a water distribution network, has been developed. This software benefits from the expertise developed for transportation GIS software, the only difference being that spatially and time-variable movements of people and vehicles are transposed to the water distribution field.

The MADSIG interface is quite user-friendly (Figure 4.3). Like most software, MADSIG displays a menu bar at the top of the screen, which permits the usual operations related to file management, editing and viewing to be carried out. The

interface is divided into three sections, with the principal one being the GIS graphical illustration section, which permits the geographical location of the distribution network and of all related parameters. The second section (top left) lists the information layers available for representation. The layers actually visible are marked layer names, while the activated layer is distinguishable by a shaded layer name. The activation of a particular layer allows the user to obtain supplementary information which is then displayed in the third section of the interface (bottom left). In Figure 4.3, the activated layer is the pipe age, for which the color legend used appears in the bottom righthand section of the screen. In this case, by clicking on a particular pipe, the user can obtain information regarding year of installation and pipe material. One of the advantages of this type of software is the possibility of superimposing layers of information. For example, to the *pipe age* layer, the *pipe break* layer or the *pipe material* layer can be superimposed, so that it becomes immediately obvious which types of pipes seem to be more affected by breaks. Figure 4.4 lists all the information layers available for representation.

One interesting feature of the visualization software is the possibility of spatial as well as temporal representation of the various quality data from the different sampling locations. As shown in Figure 4.5, each sampling point is located according to its civic address, and the four quality parameters measured are represented by four colored squares. The association of squares and parameters is defined in the quality legend provided in the bottom lefthand part of the screen. Each measured quality parameter is defined according to a color legend, where red corresponds to situations where water quality is more susceptible to degradation. Figure 4.6 shows a typical scale for the color legends used. The animation allows the user to observe the variation of the water quality parameters each week, and simultaneously at each sampling point. The appearance of an elevated number of red squares for a week automatically indicates problems, potential or real, which merit closer investigation. To help the user in his or her analysis, more information can be obtained by clicking directly on a sampling point. For example,

graphical representation of the evolution of the quality parameters during a defined period of time, as well as more detailed data tables, can be retrieved directly from the database information stored in MADSIG.

Any new type of information that becomes available can be added as a supplementary layer, such as water pH, turbidity or color, or other types of data like consumer complaints, network maintenance operations, etc.

4.5 Benefits of the model in explaining water quality

The integrated approach developed was used for the analysis of the distribution network parameters included in the database. It allowed examination both of specific sampling points on the network and of the complete distribution system. An example relating to the study of water quality variations at one sampling point is presented below. Using the complete database (January 1995 to September 1998 data), a statistical analysis of the effect of water temperature and chlorine residual on the occurrence of coliforms and higher heterotrophic bacteria counts for the whole network was performed. Parameters related to the occurrence of pipe breaks on the network were also identified.

4.5.1 Specific sampling point analysis: "B" Street

Visualization of the water quality parameters in MADSIG has made it possible to identify sampling points which seemed more affected by water quality degradation. For those points, visualization of information layers directly indicated factors that could be responsible for the degradation observed.

The "B" Street sampling point is positioned at the bottom limit of the zone under study, and is the only network sampling point to be located in a dead-end main (the main is closed by a division valve just a few meters downstream from the building where the

sampling is carried out). The water line primarily serves residential users who are located on one side of the street only, which contributes to lowering the usage rate and increasing the "dead-end" effect. As in every network, coliform occurrences are not uniformly distributed over the sampling locations, and this particular sampling point was selected for a detailed analysis using the integrated approach because of the relatively higher incidence of total (non-fecal) coliform measurements between 1995 and 1998 compared with the other sampling points. Table 4.1 lists the positive coliform events recorded at this point, along with the other quality parameters measured. For all but one event (November 5, 1997), total coliforms were identified at water temperatures higher than 20°C and very low free chlorine concentrations were observed (between 0.01 and 0.03 mg/L). Keeping a significant free chlorine residual seems to be quite problematic at this point, the mean annual free chlorine concentration (for the years 1995 to 1997) being around 0.12 mg/L, with the lowest values observed during the summer, which is quite typical of dead-end locations.³⁶ Each time coliforms were identified, HPC organisms were also detected, but the concentrations were well below the Canadian guideline of 500 CFU/ml (Table 4.1).

Hydraulic functioning in the area of the "B" Street point was studied using EPANET. The model indicates a direct flow from the McTavish Tank (east-west direction with respect to the point), which results in a theoretical water residence time in the zone of the "B" Street sampling point of about 9 hours. Such a residence time does not, at first, explain the low free chlorine concentrations measured. In fact, the hydraulic configuration of the network involves the presence of "equilibrium" or "null flow" points close to "B" Street, where flows from different directions meet (Figure 4.7) and which move according to local consumer demands. Since it is known that water demands at nodes used in the model are only average values, the location of the equilibrium point could easily move in the area studied under the effect of real demand variations. Therefore, it was assumed that water coming from the west can sometimes enter the "B" Street main, as was confirmed by field measurement using flowmeters installed on the

main just east and west of "B" Street. This water flowing in the west-east direction has a much higher residence time that can reach up to 21 hours, according to the model. Consequently, the presence of older water in the dead-end pipe can directly affect the residual chlorine. This could be one explication for the water quality degradation at this sampling point, which is typical of some dead-end locations.

Other parameters were also investigated in order to understand why there are total (non-fecal) coliform occurrences at the "B" Street sampling point. By visualizing the pipe break layer, it was found that several pipe breaks occurred in 1995, on mains adjacent to the "B" Street main (Figure 4.7). Those breaks were the only ones that occurred in the area during the whole period considered. Unfortunately, the exact dates of the breaks were not compiled in the database and therefore it was not possible to relate them directly to the coliform events that occurred during the summer of 1995. In any case, during this period of multiple pipe repairs, the intrusion of ground material into the pipes may have occurred inadvertently. If this material was not washed off the area completely following the flushing and disinfection procedures that were applied after the repairs had been completed, it is quite possible that it could have settled. LeChevallier¹⁰ suggests that the flushing velocities applied following pipe repairs may not always remove all contaminated debris and that the microbiological tests used to check the final water quality may not always detect contaminating organisms. If sediment did, in fact, settle, then the favorable hydraulic conditions in the dead-end main (long water residence time, low residual chlorine and high water temperature) may have promoted the coliform bacterial growth in the deposits. Furthermore, the study of the flow regime in the area showed that the main affected by four breaks is very difficult to flush since its diameter is quite large (356 mm or 14 in - the pipe lies under an 6-lane highway), while all adjacent mains have a smaller diameter (152 mm or 6 in). The flow, always laminar in this large-diameter main, may then have been favorable to sediment deposition. It was also found that the main affected by 2 breaks (Figure 4.7) experiences laminar as well as turbulent flows, according to water demands. This situation can influence the

resuspension of sediments which are subsequently allowed to settle when transported along the adjacent large-diameter main. The analysis showed that the flow regime in the rest of the area is always turbulent.

Thus, the use of the integrated approach allowed us to identify more than one parameter that could be responsible for the low residual chlorine concentrations and the higher occurrences of coliform bacteria at the "B" Street sampling point. Water residence time, pipe breaks and flow regime all constitute possible explanations for the local water quality degradation observed.

4.5.2 General distribution system analysis - Effect of water temperature on the occurrence of total coliforms and HPC organisms

The global percentage of positive coliform events (total coliform ≥ 1 CFU/100 ml) which occurred on the part of the network studied during the 1995-1998 period amounts to 1.3%, well below Canadian and U.S. regulations. For the occurrence of HPC organisms (hereafter called HPC events), a low threshold value of 10 CFU/ml was chosen in order to establish reliable relationships in data analysis. According to the database study, only 9% of the samples analyzed for HPC were above the defined threshold value.

The effect of water temperature on the total coliform occurrences and on the HPC events was studied in order to determine whether or not clear relationships could be established. The analysis showed that 94% of the positive total (non-fecal) coliform events happened when the water temperature was equal to or higher than 15°C. The lowest water temperature at which total (non-fecal) coliforms have been recorded is 12°C, and the percentage of positive events increases with temperature (Figure 4.8). In comparison, Volk & Joret¹⁹ found that 76% of the positive coliform events occurred at water temperatures equal to or above 15°C when they analyzed two distribution networks in a

Paris suburb. LeChevallier *et al.*,²⁰ in their analysis of 31 water systems in North America, have also indicated that the occurrence of coliform bacteria is significantly higher when water temperatures are higher than 15°C.

The trend in the occurrence of HPC events as a function of water temperature is somewhat different from the trend observed for total coliforms. For each water temperature category, at least 6% of the collected samples contain more than 10 CFU/ml of HPC organisms (Figure 4.8). Two peaks in the percentage of samples containing HPC events have been identified: from 0°C to 7.5°C, and from 12.6°C to 22.5°C, where more than 8% of the samples are over the 10 CFU/ml threshold value. To explain the higher occurrence of HPC events at lower water temperatures, an investigation into the occurrence of similar events at the two treatment plants was carried out. This indicated that HPC events only happen at treated water temperatures below 5°C (maximum value recorded 36 CFU/ml), and globally represent 4.3% of the treated water samples. This could indicate that the treatment barrier is sometimes less effective at such low temperatures, and one possible explanation could be that disinfection *CT* values are much higher in cold water and therefore harder to comply with during the winter.³⁷ Such a situation results in the detection of a slightly higher number of HPC events in the distribution network in that season. At higher water temperatures, the increase in the percentage of samples containing more than 10 CFU/ml is probably more an indication of bacterial regrowth in the network, since no HPC events were recorded at the treatment plants during the same period. As noted by many authors,^{28,38,39} higher water temperatures play an important role in bacterial regrowth phenomena in distribution networks.

4.5.3 Effect of chlorine concentration on the occurrence of total coliforms

All significant percentages of positive coliform samples are only observed for very low free chlorine concentrations (Figure 4.9). In fact, 64% of the positive coliform events

occurred at concentrations under 0.10 mg/L of free chlorine. This free chlorine level is lower than the one found by LeChevallier *et al.*²⁰, who have indicated that in the systems they studied there were substantially more coliform occurrences under a threshold value of 0.2 mg/L. Very localized coliform events occurring at high chlorine concentrations (corresponding to less than 20% of the total coliform events) which may reflect intrusion were measured at one specific point at the upstream end of the network. These are overrepresented in Figure 4.9 since only 8% of the samples analyzed contained more than 0.55 mg/L free chlorine.

The relationship between coliform occurrences and total chlorine was also examined in order to compare the results with data from Volk & Joret.¹⁹ In contrast to their results, where 100% of their positive coliform events occurred for total chlorine concentrations lower than 0.10 mg/L, only 15% of the positive coliform events happened below this total chlorine concentration and 42% of the events occurred for total chlorine concentrations between 0.10 and 0.20 mg/L. It should be noted that only 5% of the samples contained total chlorine concentrations lower than 0.10 mg/L for the network under study.

4.5.4 Effect of chlorine concentration on the occurrence of heterotrophic bacteria counts

HPC event occurrences respond in somewhat the same way as coliforms with respect to free chlorine (Figure 4.10). The percentage of samples containing numbers of HPC organisms ≥ 10 CFU/ml is the highest for the lowest free chlorine concentrations (<0.05 mg/L) and decreases gradually for free chlorine levels up to 0.25 mg/L. For higher chlorine concentrations, the percentage of samples containing HPC events seems to reach a constant value of between 2 and 7% of the samples analyzed. For total chlorine, the highest percentage of samples containing HPC events occurs for concentrations between 0.11 and 0.15 mg/L, concentrations which consist mostly, in fact, of combined

chlorine (the average combined chlorine concentration measured on the network is stable as long as the free chlorine is not fully consumed, and is about 0.13 mg/L). As the free chlorine portion of the total chlorine concentration increases, the same tendency (decrease in the percentage of samples with HPC events) is observed. This confirms the efficiency of chlorine in limiting heterotrophic bacterial growth to a certain level.^{24,40}

As the total chlorine concentration drops to under 0.10 mg/L, the percentage of samples with HPC events decreases, which is, at first glance, quite surprising (Figure 4.10). Using MADSIG for visualization of the layer information for water residence time, it was found that the sampling points where total chlorine residuals are less than 0.10 mg/L are points where water residence times can be relatively high (more than 2 days). This could indicate that even though there is no free chlorine (which could favor bacterial growth) there are fewer nutrients (biodegradable organic matter) available to sustain heterotrophic bacterial growth, which would explain the decrease in the numbers of events recorded.²⁸

4.5.5 Occurrence of pipe breaks on the network

The study of the occurrence of pipe breaks on the network illustrates another type of data analysis. The MADSIG visualization software made it relatively easy to distinguish the network areas that could be more affected by breaks by allowing the direct geographical localization of the pipes that had been repaired. A total of 63 pipe breaks were recorded for the 1993-1996 period. However, since the pipe break database did not use the same node/link configuration as the one used in EPANET, some links representing pipe breaks were eliminated because of the difficulty associated with determining their age. Consequently, a database of 49 breaks was used to study the influence of pipe age, material and maximum pressure on the frequency of pipe breaks.

The maximum number of pipe breaks per 10 kilometers was found to occur for pipe installed between 1963 and 1974 (unlined ductile iron) with 9 breaks / 10 km during the 1993-1996 period (Figure 4.11). This value appears quite high when compared with the number for the oldest pipes in the network, installed before 1900, which is only 4 breaks / 10 km. The pipes installed between 1941 and 1950 (2nd World War and subsequent period) also exhibit an elevated number of breaks, with 6 breaks / 10 km recorded. These results clearly indicate that it is not necessarily the oldest pipes that experience the most breaks. This was also shown by Lei and Saegrov,⁴¹ who found that in a Norwegian distribution system the age of a pipe did not play a significant role in indicating its remaining lifetime and that unprotected ductile iron pipes were more likely to fail than pipes made of other materials. They also concluded that pipes installed between 1963 and 1975 were most likely to fail in the future, probably due to the type of material used and the poor workmanship of the period. The type of material and the installation practices involved also provide possible explanations of the results obtained in this study. When the pipe breaks are compared in terms of pipe material (Figure 4.11), it can be seen clearly that unlined gray cast-iron pipes, even though they are older and compose the majority of the length of the network under study, are not the ones most at risk.

The occurrence of pipe breaks relative to the maximal water pressure available in the network was also studied using MADSIG visualization software and dedicated correlations. The time at which the maximal water pressure occurred throughout the network was determined with respect to hourly demand variations (EPANET gave a maximal water pressure throughout the network during the night, at 5:00 am). Since modeled pressure values are obtained at nodes, an assumption had to be made in order to compute the fraction of the total length of the network influenced by a given pressure range (similar to the fraction of network length represented by a specific material). Results show that breaks tend to increase with water pressure (Figure 4.12). Water mains experiencing maximal pressures in the range of 101 to 120 psi (696 to 827 kPa) and 121

to 140 psi (834 to 965 kPa) are the ones for which the number of pipe breaks per 10 kilometers is the highest, with values of 6.5 and 5.4 breaks / 10 km of pipe respectively as opposed to no breaks for the lowest (0 to 40 psi – 0 to 276 kPa) pressure range. Therefore, mains experiencing high pressures are more subject to breaks than other mains. Habibian¹⁵ has already indicated the importance of including water pressures (both very low and very high) in databases in order to manage maintenance and rehabilitation operations in a network.

4.6 Future developments

The use of an integrated approach for performing reliable water quality analysis in distribution systems can be considered as a necessity because of the multiple interactions among the spatial and time-variable parameters that can affect water quality. A tool like the software developed for this study constitutes a good start for any water utility manager who wishes to obtain visual information about the structural, operational and quality parameters of his network. The major advantage of the approach presented here over the other hydraulic/water quality models available is that all types of information (including modeled and measured parameters) can be represented simultaneously or independently as a function of space or time. This makes it relatively easier for the user to locate problematic areas in a network. Deininger *et al.*⁴² have proposed a similar computer-visualization technique which could be coupled with a dynamic water quality model for analyzing spatial and temporal water quality variations. They used an animation where the water quality (in this case involving fluoride concentration only) at each sampling point was shown in a display circle, using a color to represent a concentration range. The approach presented here is more exhaustive since other network parameters (structural and operational) are also included. Such a tool will allow the water utility to gather all the pertinent information in one location only, however, for it to be effective, continuous maintenance of the various databases is essential.

Further developments of an integrated approach should overcome some simplification that had to be made in the data-gathering process. For example, complete integration of all the available databases could not be accomplished since the EPANET node/link configuration was realized according to pipe lengths and diameters only. By not taking into account the pipe installation year and the pipe material in this configuration, some links resulted in more than one material and more than one age (up to five ages for one link). The age of the longest link division was therefore taken into account for the analysis, and some accuracy in the results obtained was lost. The pipe break database also posed a problem, since the link definition was not the same as the one used in the original model, as discussed above. Furthermore, this database was constructed such that only the pipe break year was listed, not its exact date, resulting in the loss of some accuracy in the possible correlations. In the near future, other interesting parameters, like consumer complaints or network maintenance operations performed by utility personnel, or other quality parameters like color, turbidity and biodegradable organic matter will also be added as supplementary information layers in the software. As well, improvements could be made in terms of network modeling through the use of more refined input data, since the actual nodal demands and pumping instructions used in the model are quite theoretical (nodal demands represent mean annual values and SCADA results indicate irregular pump start-ups and shut-downs in the interval of tank levels defined in the model). If more accuracy is eventually needed for the water residence time parameter, model calibration (by means of flow tracing) could be performed in the network in order to verify the results obtained.

Possibilities also exist for the full integration of the hydraulic/water quality model EPANET directly into the visualization software such that the user could perform network modeling as well as complete network analysis with the same interface. Furthermore, the automated integration of SCADA results into the software could be considered as well, since many hydraulic/water quality model packages now have this capability.³¹

4.7 Conclusions

The use of the integrated approach proposed in this study made it easier to evaluate the possible interactions among the parameters studied, and their subsequent effects on the microbial quality of the water. A strong hypothesis could be advanced to explain water quality variations at one sampling point by considering the hydraulic functioning of the area (presence of an "equilibrium" or "null flow" point) and the pipe break occurrences in adjacent pipes. Moreover, the flow regime in the area could have been a determining factor in deposit accumulation and flushing efficiency.

General parameter tendencies were also drawn for the complete distribution system. Higher water temperatures were found to directly influence coliform events and heterotrophic bacteria counts ≥ 10 CFU/ml. However, high HPC event percentages were also associated with the lowest temperatures. The analysis of coliform and HPC organism occurrences against free chlorine residual concentrations showed that fewer events occurred when free chlorine residuals increased above 0.10 mg/L. A decrease in the number of HPC events was recorded for total chlorine concentrations under 0.10 mg/L. Since those events took place at sampling points with high residence times, it was assumed that BDOC concentrations were probably too low to sustain bacterial growth. Finally, the integrated approach was used to explain the occurrence of pipe breaks on the network. Results showed that the occurrence of pipe breaks was more critical for pipes installed between 1963 and 1974 which were made of unlined ductile iron. As well, a positive relationship was found between the maximal water pressure that a pipe undergoes and the number of pipe breaks recorded.

The use of the hydraulic/water quality model EPANET along with the visualization software MADSIG allows the user to get an integrated vision of the parameters that can

affect water quality. The integration of all the available information is highly desirable since this makes it easier to handle the various databases that form the basis of better network management. Even with our current knowledge about the evolution of water quality in distribution networks, we know that an integrated vision of the parameters that can affect water quality is very important. Thus, the use of such an integrated approach will facilitate water quality management by making it possible to distinguish the most problematic areas of the network, thereby allowing water utility personnel to focus their attention on those specific areas.

4.8 Acknowledgement

This research was completed in collaboration with the City of Montreal and supported by the Industrial Partners of the NSERC (Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada) Industrial Chair on Drinking Water, namely, the City of Montreal, the City of Laval, Vallée Lefebvre & Associés-BPR, PICA, Compagnie Générale des Eaux and Groupe John Meunier. The authors would like to thank Martin Trépanier of the École Polytechnique de Montréal, as well as Claude Soly, Michel Aubé, Benoît Mercier and Michel Gagné of the City of Montreal for their valuable assistance.

4.9 References

1. HOLT, D.M., GAUTHIER, V., MERLET, N. & BLOCK, J.C. Importance of disinfectant demand of materials for maintaining residuals in drinking water distribution systems. *Water Supply - IWSA*, 16:3:181 (1998).
2. KIÉNÉ, L., LU, W. & LÉVI, Y. Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems. *Wat. Sci. Tech.*, 38:6:219 (1998).
3. ALLEN, M.J., TAYLOR, R.H. & GELDREICH, E.E. The occurrence of microorganisms in water mains encrustations. *Jour. AWWA*, 72:11:614 (1980).

4. TUOVINEN, O.H., BUTTON, K.S., VUORINEN, A., CARLSON, L., MAIR, D.M. & YUT, L.A. Bacterial, chemical and mineralogical characteristics of tubercles in distribution pipelines. *Jour AWWA*, 72:11:626 (1980).
5. LECHEVALLIER, M.W., LOWRY, C.D., LEE, R.G. & GIBBON, D.L. Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. *Jour. AWWA*, 85:7:111 (1993).
6. BISWAS, P., LU, C. & CLARK, R.M. A model for chlorine concentration decay in pipes. *Wat. Res.*, 27:12:1715 (1993).
7. TANSLEY, N.S. & BRAMMER, L.F. Chlorine residual modeling in distribution: the improvement of taste and the maintenance of effective disinfection. Int. Conf. 1993 "Computer applications for water supply and distribution", De Montford University, Leicester.
8. LU, W., KIÉNÉ, L. & LÉVI, Y. Chlorine demand of biofilms in water distribution systems. *Water Res.*, 33:3:827 (1999).
9. PIZZI, N. Optimizing distribution system operations. *Opflow - AWWA*, 22:11:1 (1996).
10. LECHEVALLIER, M.W. The case for maintaining a disinfectant residual. *Jour. AWWA*, 91:1:86 (1999).
11. LECHEVALLIER, M.W. Coliform regrowth in drinking water: A review. *Jour. AWWA*, 82:11:74 (1990).
12. LECHEVALLIER, M.W., BABCOCK, T.M. & LEE, R.G. Examination and characterization of distribution system biofilms. *Appl. Envir. Microbiol.*, 53:2714 (1987).
13. GAUTHIER, V., GÉRARD, B., PORTAL, J.-M., BLOCK, J.-C. & GATEL, D. Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. *Water Res.*, 33:4:1014 (1999).
14. EPA. National primary drinking water regulations : Interim enhanced surface water treatment rule notice of data availability. *Fed. Reg.*, Computer file. URL

<http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/1997/November/Day-03/w28747.htm>.

(1997).

15. HABIBIAN, A. Developing and utilizing data bases for water main rehabilitation. *Jour. AWWA*, 84:7:75 (1992).
16. GRAYMAN, W.M. & CLARK, R.M. Using computer models to determine the effect of storage on water quality. *Jour. AWWA*, 85:7:67 (1993).
17. GATEL, D., HENRIET, C., BRAEKMAN, T., SERVAIS, P., MARET, A. & CAVARD, J. Impact of reservoirs on drinking water quality. Proc.1996 AWWA WQTC, Boston, Ma.
18. GAUTHIER, V., BESNER, M.-C., BARBEAU, B., MILLETTE, R. & PRÉVOST, M. Combining hydraulic modeling and operational data to understand chlorine decay in a distribution system. Proc. 1999 ASCE Water Resources Planning and Management, Tempe, Az.
19. VOLK, C. & JORET, J.-C. Paramètres prédictifs de l'apparition des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau d'alimentation. *Sci. Eau*, 7:131 (1994).
20. LECHEVALLIER, M.W., WELCH, N.J. & SMITH, D.B. Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Appl. & Envir. Microbiol.*, 62:7:2201 (1996).
21. VAN DER KOOLJ, D. Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth. *Jour. AWWA*, 84:2:57 (1992).
22. SERVAIS, P., BILLEN, G., LAURENT, P., LÉVI, Y. & RANDON, G. Studies of BDOC and bacterial dynamics in the drinking water distribution system of the Northern Parisian Suburbs. *Sci. Eau*, 5 :special:69 (1992).
23. LECHEVALLIER, M.W., LOWRY, C.D. & LEE, R.G. Disinfecting biofilms in a model distribution system. *Jour. AWWA*, 82:7:87 (1990).
24. MATHIEU, L., PAQUIN, J.L., BLOCK, J.C., RANDON, G., MAILLARD, J. & REASONER, D. Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. *Sci. Eau*, 5:91 (1992).

25. VAN DER KOOIJ, D., VAN LIEVERLOO, J.H.M., SCHELLART, J. & HIEMSTRA, P. Maintaining quality without a disinfectant residual. *Jour. AWWA*, 91:1:55 (1999).
26. CLARK, R.M. Modelling water quality changes and contaminant propagation in drinking water distribution systems : a US perspective. *Jour. Water SRT-Aqua*, 43:3:133 (1994).
27. ELTON, A., BRAMMER, L.F. & TANSLEY, N.S. Water quality modeling in distribution networks. *Jour. AWWA*, 87:7:44 (1995).
28. LAURENT, P., SERVAIS, P., PRÉVOST, M., GATEL, D. & CLÉMENT, B. Testing the SANCHO model on distribution systems. *Jour. AWWA*, 89:7:92 (1997).
29. CANNISTRA, J.R., LEADBETTER, R. & HUMPHRIES, R. Washington Suburban Sanitary Commission implements GIS. *Jour. AWWA*, 84:7:62 (1992).
30. KAUFMAN, M.M. & WURTZ, M. Small system maintenance management using GIS. *Jour. AWWA*, 90:8:70 (1998).
31. SCHULTE, A.M. & MALM, A.P. Integrating hydraulic modeling and SCADA systems for system planning and control. *Jour. AWWA*, 85:7:62 (1993).
32. JENTGEN, L.A. & WEHMEYER, M.G. SCADA trends and integration perspectives. *Jour. AWWA*, 86:7:44 (1994).
33. DESJARDINS, R., JUTRAS, L. & PRÉVOST, M. Évolution de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution de la ville de Montréal. *Sci. Eau*, 2:167 (1997).
34. APHA, AWWA, WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater, 19th ed. Washington, DC. 1527 p. (1995)
35. ROSSMAN, L.A. *EPANET – Users manual*. EPA-600/R-94/057. USEPA Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati (1994).
36. CARTER, J.T., LEE, Y. & BUCHBERGER, S.G. Correlations between travel time and water quality in a deadend loop. Proc.1997 AWWA WQTC, Denver, Co.
37. MALCOM PIRNIE & HDR ENGINEERING. Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water using surface water sources. AWWA, Denver, Co. (1991).

38. HAAS, C.N., MEYER, M.A. & PALLER, M.S. Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics. *Jour. AWWA*, 75:9:475 (1983).
39. PRÉVOST, M., ROMPRÉ, A., COALLIER, J., SERVAIS, P., LAURENT, P., CLÉMENT, P. & LAFRANCE, P. Suspended bacterial biomass and activity in full-scale drinking water distribution systems: impact of water treatment. *Wat. Res.*, 32:5:1393 (1998).
40. REILLY, J.K. & KIPPIN, J.S. Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems. *Jour. AWWA*, 75:6:309 (1983).
41. LEI, J. & SAEGROV, S. Statistical approach for describing failures and lifetimes of water mains. *Wat. Sci. Tech.*, 38:6:209 (1998).
42. DEININGER, R.A., CLARK, R.M., HESS, A.F. & BERNSTAM, E.V. Animation and visualization of water quality in distribution systems. *Jour. AWWA*, 84:7:48 (1992).

4.10 About the authors:

Marie-Claude Besner is an M.Sc.A degree candidate at the NSERC Industrial Chair on Drinking Water, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, CP 6079, Succ. centre-ville, Montréal (Qué), Canada, H3C 3A7. She has a BS degree in civil engineering from McGill University in Montreal. Vincent Gauthier and Benoit Barbeau are research associates at the NSERC Industrial Chair on Drinking Water, École Polytechnique de Montréal. Robert Chapleau is a professor in the Transport Group and Michèle Prévost is a professor and holder of the NSERC Industrial Chair on Drinking Water, both in the Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal. Robert Millette is a water quality engineer with the City of Montreal.

4.11 Tables and figures

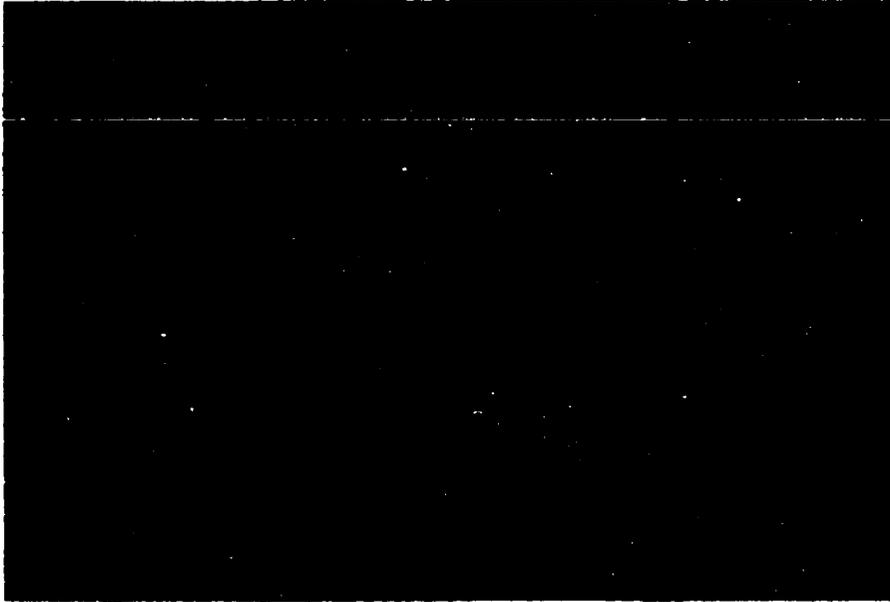


Figure 4.1: McTavish in-ground tank and pumping station

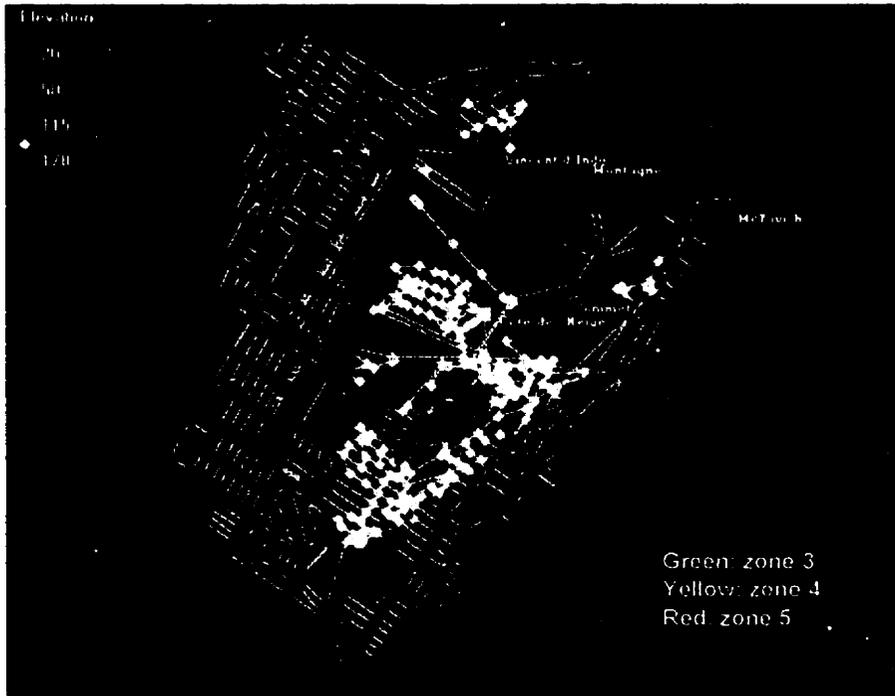


Figure 4.2: Modeled network represented according to node elevations

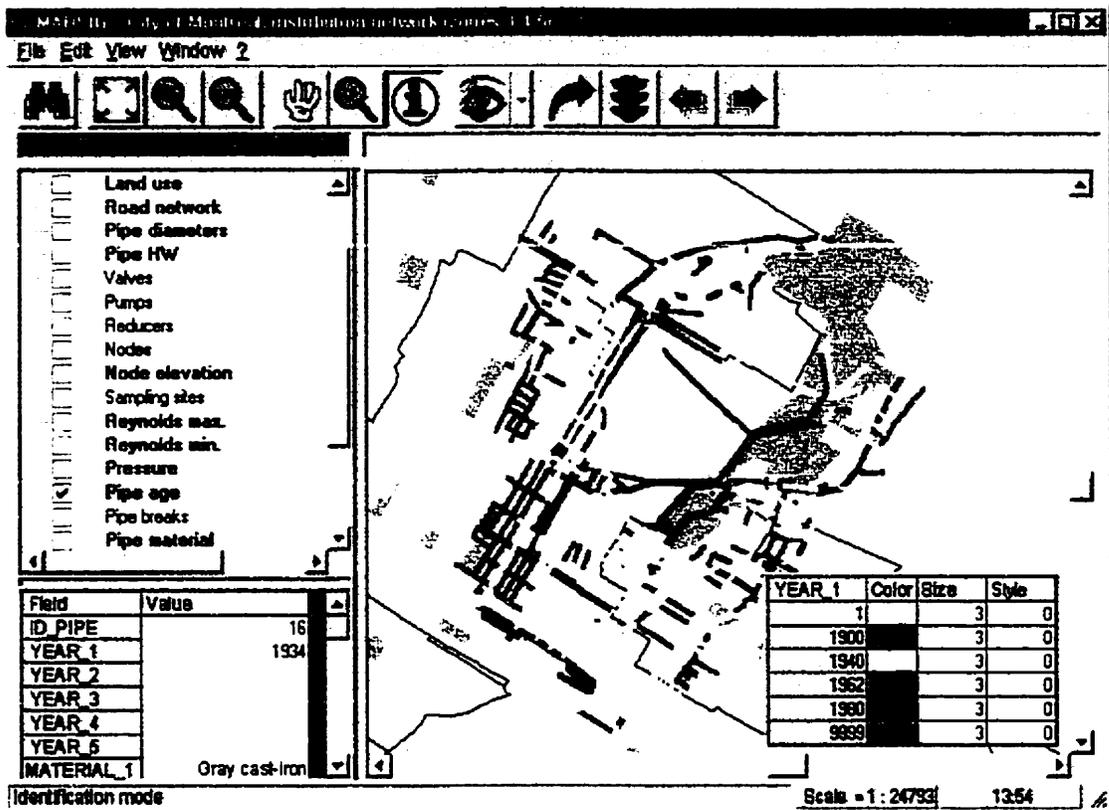


Figure 4.3: The visualization software interface

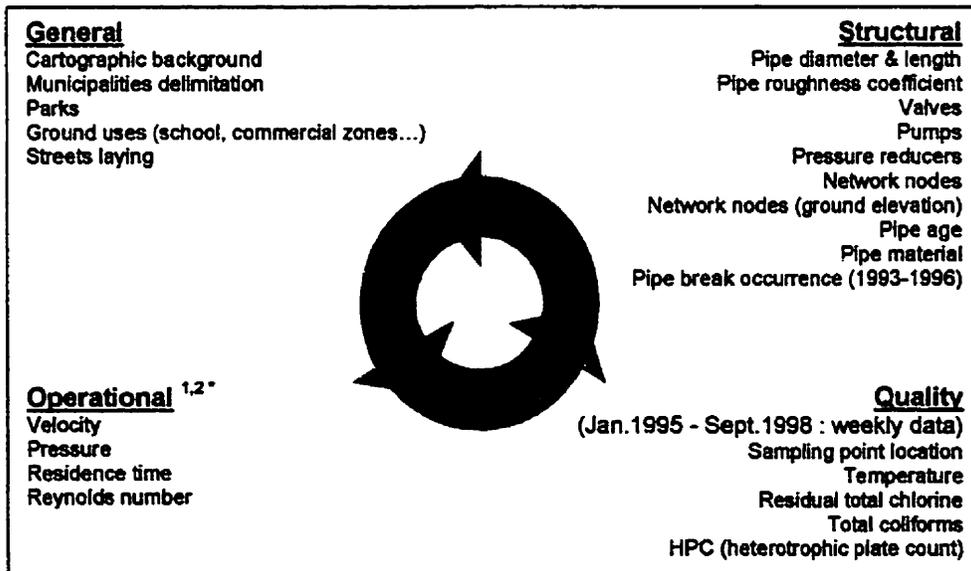


Figure 4.4: Information layers available in the visualization software (* indices 1 and 2 correspond to the simulation time of the highest and lowest water demand (4:00 am and 9:00 am respectively))

**Table 4.1: Positive coliform events recorded at the "B" Street sampling point
(1995-1998)**

YEAR	DATE	WATER TEMPERATURE (°C)	FREE CHLORINE (mg/L)	HPC_{48h-35°C} (CFU/ml)
1995	June 30	20	0.01	3
	July 13	21	0.01	6
	July 27	22	0.02	16
	August 23	24	0.02	9
1997	July 17	20	0.03	19
	July 23	21	0.01	5
	November 5	12	0.08	3
1998	July 23	23	0.01	10
	July 30	22	0.03	16

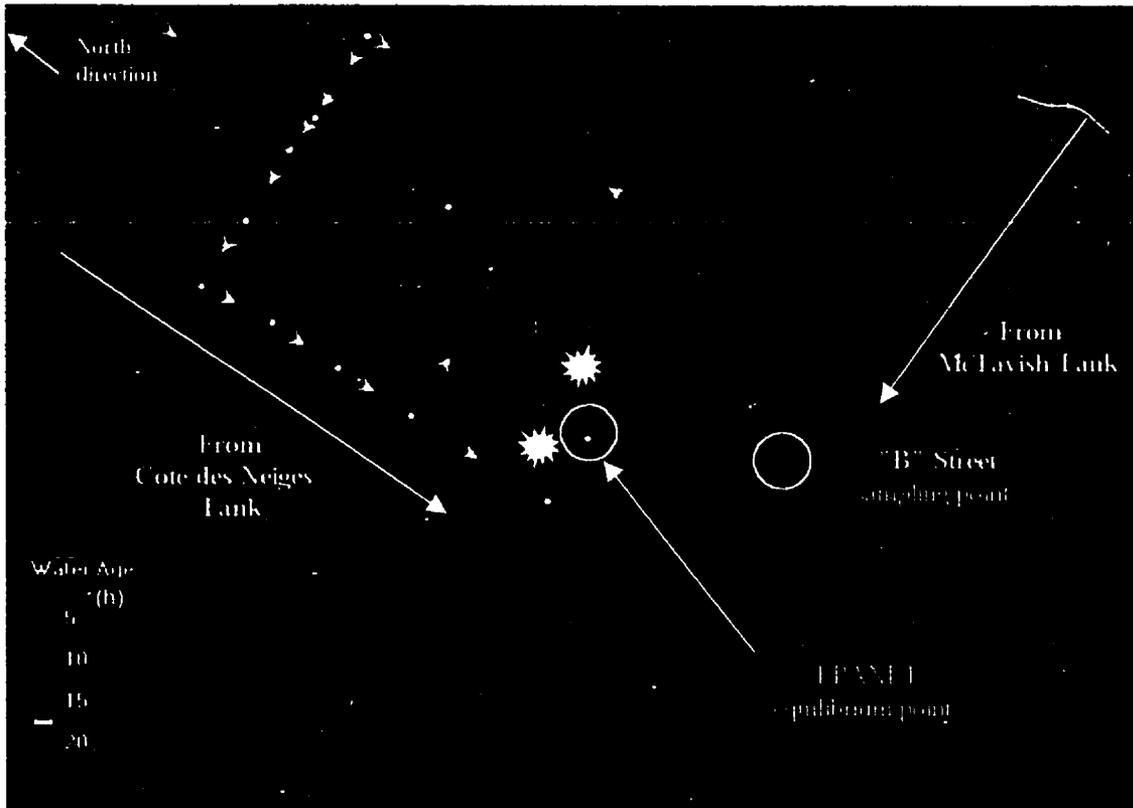


Figure 4.7: "B" Street sampling point

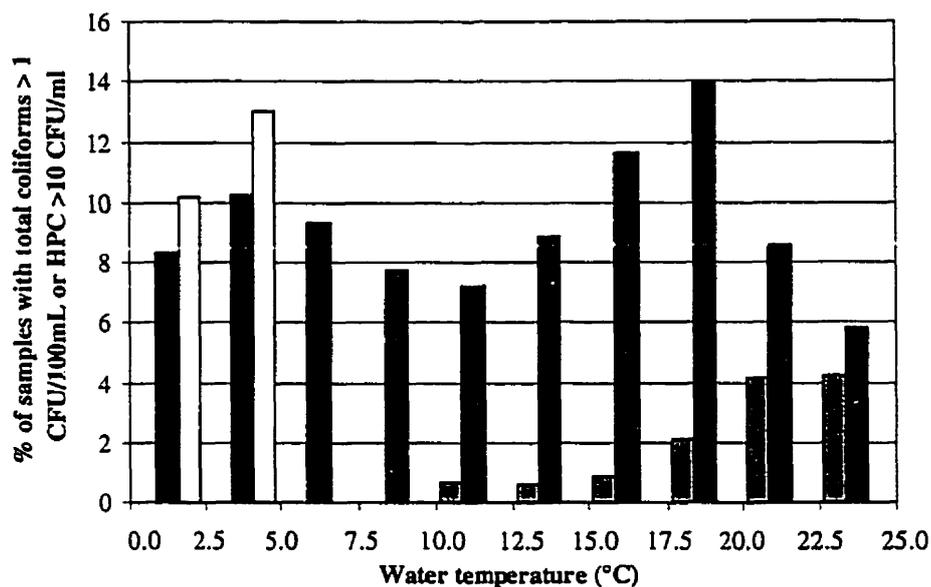


Figure 4.8: Percentage of samples with total coliforms ≥ 1 CFU/100 mL (◻) and heterotrophic bacteria counts ≥ 10 CFU/ml (■) (network (■) and treatment plants (◻)) according to water temperature

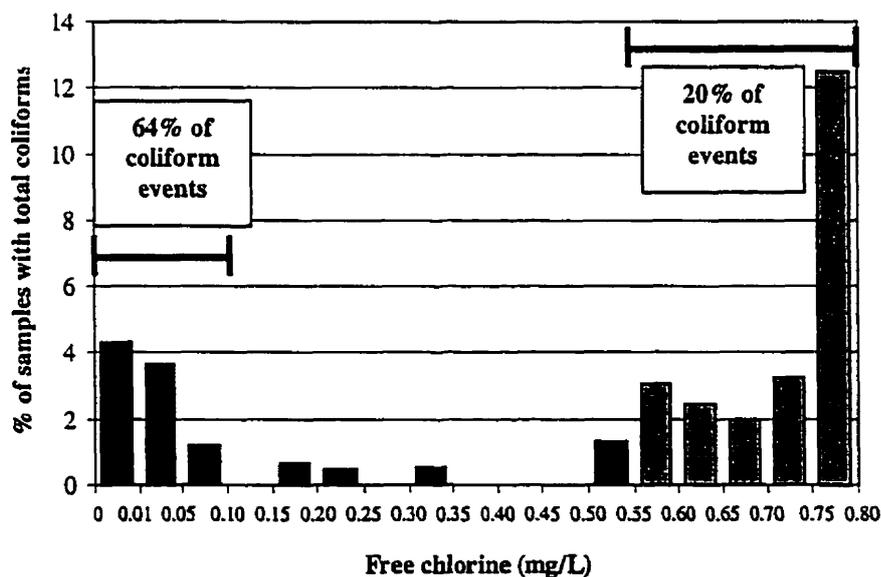


Figure 4.9: Percentage of samples with total coliforms according to free chlorine concentrations (localized coliform events at one specific sampling point at the upstream end of the network are in grey (◻))

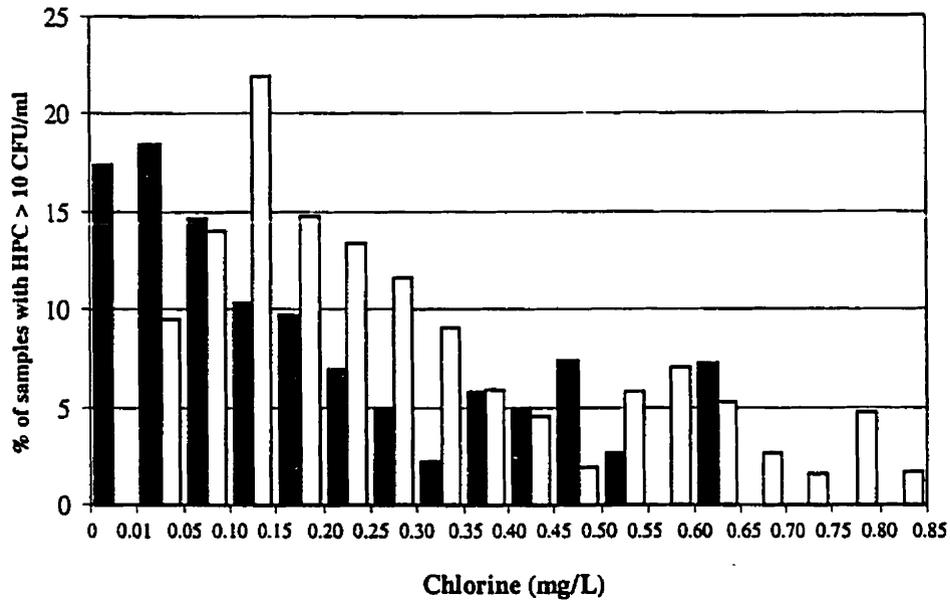


Figure 4.10: Percentage of samples with heterotrophic plate counts ≥ 10 CFU/ml with respect to total chlorine (\square) and free chlorine (\blacksquare) concentrations

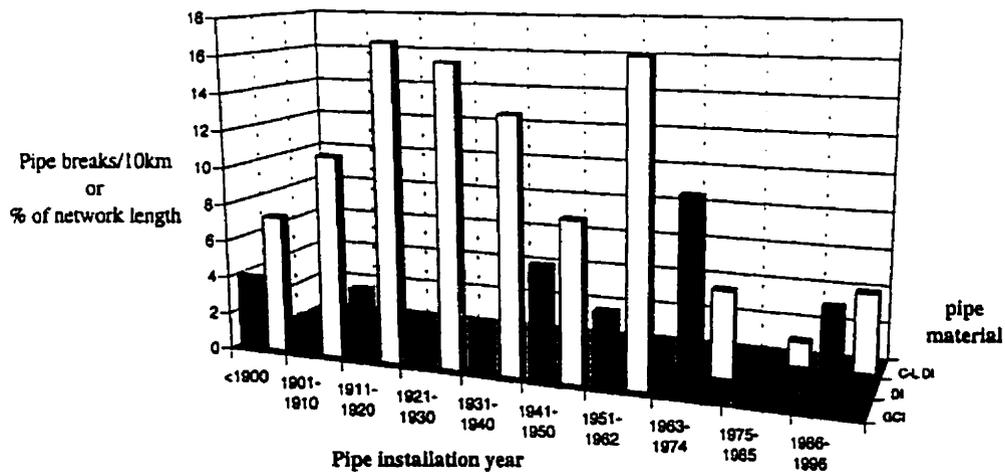


Figure 4.11: Pipe breaks (\blacksquare) and fraction of network length (\square) with respect to year of installation and material (GCI: gray cast-iron; DI: ductile iron; C-L DI: cement-lined ductile iron)

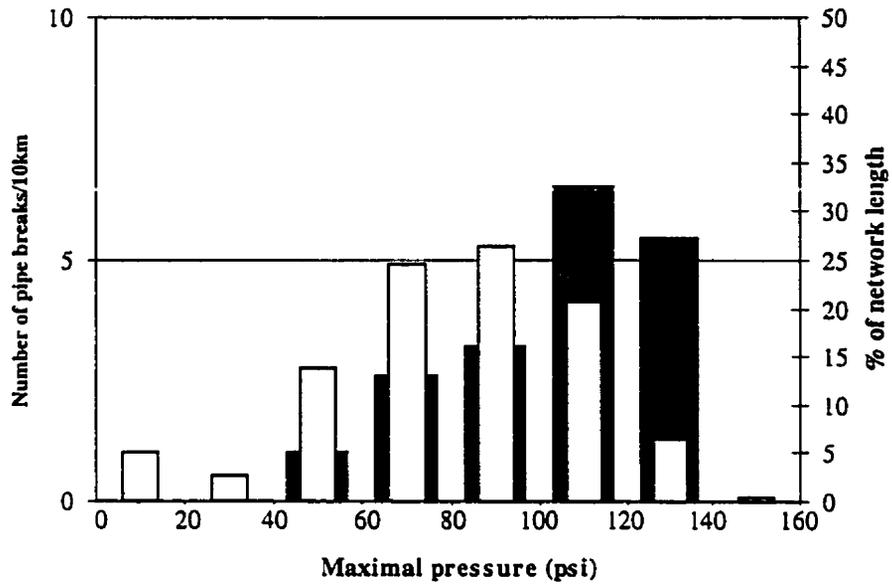


Figure 4.12: Occurrence of pipe breaks (■) and fraction of network length (□) with respect to maximal water pressure

CHAPITRE 5
UTILISATION DE L'APPROCHE INTÉGRÉE
POUR EXPLIQUER LES ÉPISODES DE COLIFORMES
ET LES CONCENTRATIONS DE CHLORE EN RÉSEAU
(RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES)

Les résultats discutés au chapitre précédent ont démontré que l'utilisation conjuguée de la simulation hydraulique (*EPANET*) et de l'outil de visualisation graphique (*MADSIG*) permettent non seulement de cibler l'analyse des données au niveau d'une seule station d'échantillonnage (*Bibliothèque Botrel* dans ce dernier cas), mais également de réaliser une synthèse des données pour l'ensemble du réseau. À ce niveau, des investigations supplémentaires ont été réalisées, relativement à l'apparition des bactéries coliformes ainsi qu'à l'évolution du chlore en réseau. Les résultats obtenus sont présentés dans le présent chapitre.

5.1 Explications relatives à l'apparition des coliformes à certaines stations d'échantillonnage

Durant la période comprise entre janvier 1995 et septembre 1998, 1,3% des échantillons collectés dans les zones 3-4-5 du réseau de distribution de la Ville de Montréal se sont avérés positifs quant à la présence de bactéries coliformes (n = 33 épisodes). Ces bactéries coliformes ont été mesurées à 11 des 16 stations d'échantillonnage desservant les trois zones. Le tableau C.1 de l'annexe C fournit la liste des événements de coliformes survenus ainsi que les autres paramètres qualité mesurés simultanément.

Le nombre maximal d'épisodes positifs de coliformes est survenu en 1995 (45 % des événements des années 1995 à 1998 ont été répertoriés cette année là). La mise en place d'une station de rechloration au réservoir Côte-des-Neiges vers les zones 4 et 5, en 1996, a fort probablement contribué à la baisse du nombre d'événements survenus les années

subséquentes. Les concentrations moyennes annuelles de chlore total mesurées aux stations d'échantillonnage situées dans ces deux zones en 1996 étaient de 10 à 66 % supérieures à celles mesurées en 1995. En effet, depuis 1996, le nombre d'épisodes positifs de coliformes répertorié dans les zones 4 et 5 est toujours inférieur au nombre répertorié dans la zone 3 tel qu'illustré à la figure 5.1.

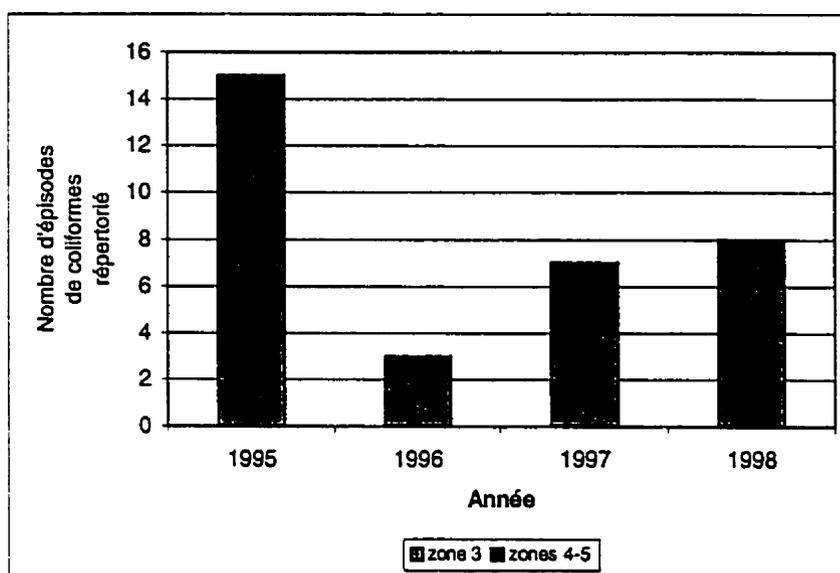


Figure 5.1 : Nombre d'épisodes de coliformes totaux répertorié selon la zone de pression (1995-1998)

Parmi les onze stations d'échantillonnage où des coliformes ont été mesurés, trois semblent être plus problématiques au niveau de la fréquence d'apparition des épisodes (Tableau C.1). Dans la zone 3, la station *Bibliothèque Botrel* est celle où le plus grand nombre d'épisodes positifs de coliformes a été enregistré. En effet, 27% des épisodes survenus dans le réseau pendant les quatre années d'étude y ont été enregistrés tel que discuté au chapitre précédent. Dans cette même zone, le réservoir *McTavish* semble également être un endroit problématique puisqu'il y a toujours eu au moins un événement positif d'enregistré entre les années 1995 et 1997, avec un maximum de 4 événements survenus en 1998. Ces événements semblent se manifester

systematiquement durant les mois d'août et septembre et toujours en présence de concentrations significatives de chlore libre ($> 0,50$ mg/L). Comme ces coliformes ont été mesurés en réservoir et non en réseau, et que cette étude se concentre plus particulièrement sur l'explication des phénomènes "réseau", une recherche des causes probables à l'apparition de ces coliformes n'est pas présentée ici. Dans les deux autres zones à l'étude (4 et 5), la station d'échantillonnage *Pavillon Jean XXIII* a été particulièrement problématique en 1995, avec 5 épisodes de coliformes enregistrés, ce qui représentait alors le nombre maximal d'épisodes enregistré cette année là à une seule station d'échantillonnage. Par la suite, un seul autre événement a été enregistré en 1997.

Pour l'ensemble du réseau étudié, il est intéressant de noter que 64% des épisodes positifs de coliformes sont survenus en présence de concentrations de chlore libre inférieures à 0,10 mg/L, tel qu'illustré à la figure 4.9. En ne considérant que les événements positifs de coliformes répertoriés aux stations d'échantillonnage localisées en aval du réservoir McTavish (donc résultant de phénomènes "réseau"), 69% des épisodes positifs de coliformes ont été mesurés en présence, simultanément, de concentrations de chlore libre inférieures à 0,03 mg/L et de températures de l'eau supérieures à 20°C (tableau C.1). Une étude plus poussée de la base de données indique que tous les événements positifs de coliformes avec une concentration égale ou supérieure à 2 UFC/100 ml surviennent à des concentrations de chlore libre inférieure à 0,05 mg/L assorties à des températures de l'eau supérieures à 20°C.

Outre les effets de la température de l'eau et du résiduel de chlore sur l'apparition des coliformes (discutés au chapitre précédent), d'autres paramètres ont également été investigués afin d'expliquer les apparitions de coliformes à différents points du réseau. Les effets possibles du régime d'écoulement, des pressions minimales ainsi que des bris de conduites sont discutés en détail dans les sections suivantes.

5.1.1 Étude du régime d'écoulement

Le régime d'écoulement de l'eau dans une conduite a été investigué en guise d'explication possible à l'apparition des coliformes dans le réseau puisqu'un écoulement de type laminaire peut favoriser la déposition de particules se trouvant dans l'eau sous forme de sédiments. Comme ces dépôts sont plus résistants à la désinfection (LeChevallier *et al.*, 1987; Gauthier *et al.*, 1999b), les bactéries peuvent s'y développer plus facilement, pouvant ainsi entraîner l'apparition de bactéries de type coliforme. Les travaux de Herson *et al.* (1991) ont montré la capacité des coliformes de s'attacher et de coloniser les particules dans l'eau distribuée.

Les conduites du réseau sont illustrées à la figure 5.2 selon le régime d'écoulement rencontré dans celles-ci suivant deux scénarios soit, lorsque le nombre de Reynolds est minimal ou maximal. Plusieurs des conduites identifiées comme ayant un écoulement de type laminaire ou transitoire lorsque les vitesses sont minimales passent en régime turbulent lorsque les vitesses deviennent maximales. Toutefois, comme il peut être observé à la figure 5.2(b), certaines conduites possèdent en tout temps un écoulement de type laminaire ce qui signifie que la vitesse d'écoulement de l'eau dans ces conduites est toujours relativement faible. En outre, certaines de ces conduites sont situées dans la région de la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel* (voir discussion au chapitre précédent) ainsi qu'aux environs de la station *Pavillon Jean XXIII*. Par conséquent, l'écoulement laminaire rencontré dans les conduites alimentant le *Pavillon Jean XXIII* couplé aux faibles concentrations de chlore libre mesurées en 1995 (concentration moyenne annuelle de 0,10 mg/L) pourraient constituer une explication possible à l'apparition élevée d'épisodes de coliformes, avant la mise en place de la rechloration vers les zones 4 et 5 en 1996. La figure 5.3 illustre de façon détaillée les conduites où le régime d'écoulement est toujours laminaire aux environs de la station *Pavillon Jean XXIII*.

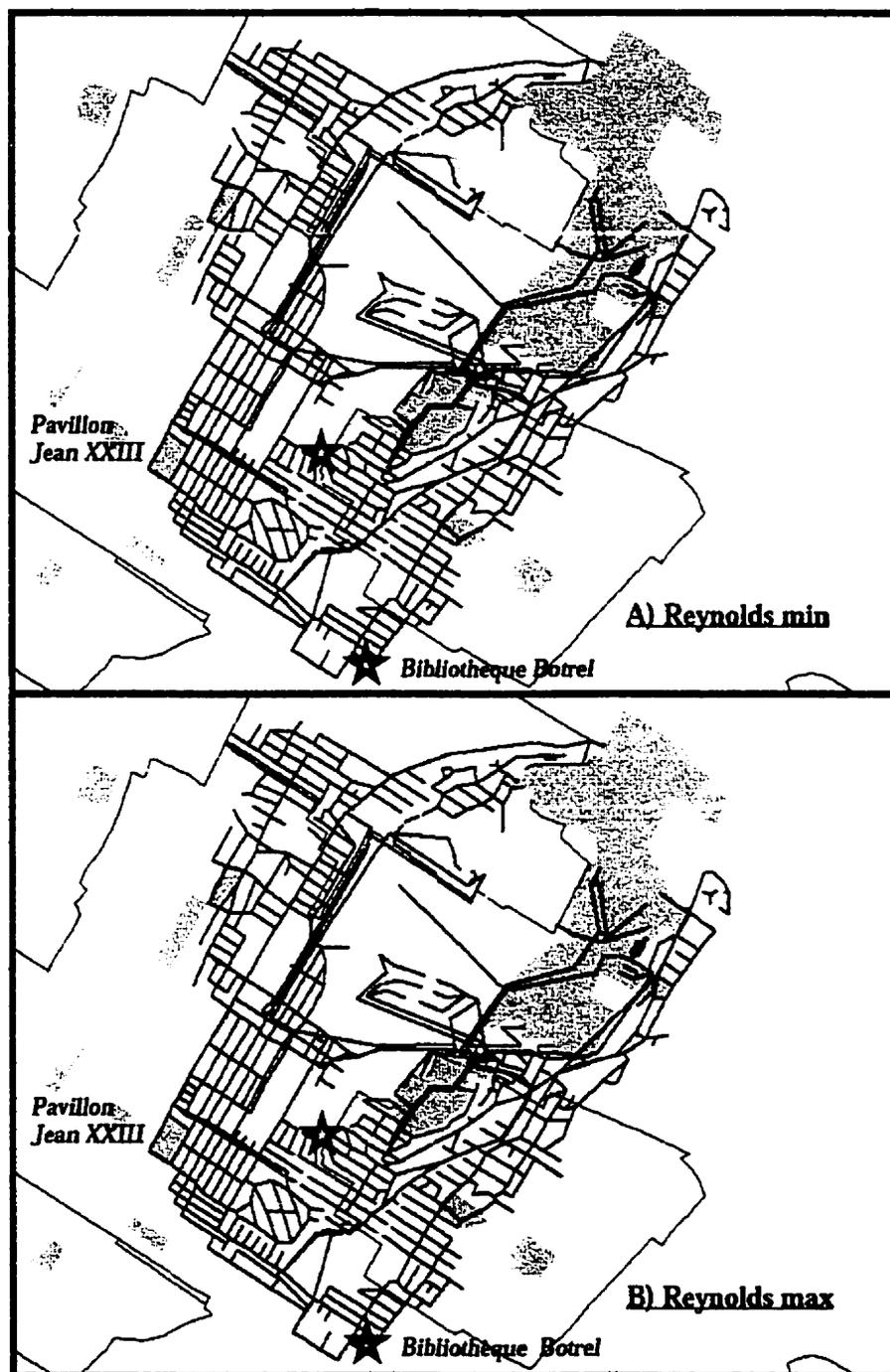


Figure 5.2: Régime d'écoulement dans les conduites selon a) nombre de Reynolds minimum et b) selon nombre de Reynolds maximum
(rouge = laminaire, vert = transitoire, bleu = turbulent)

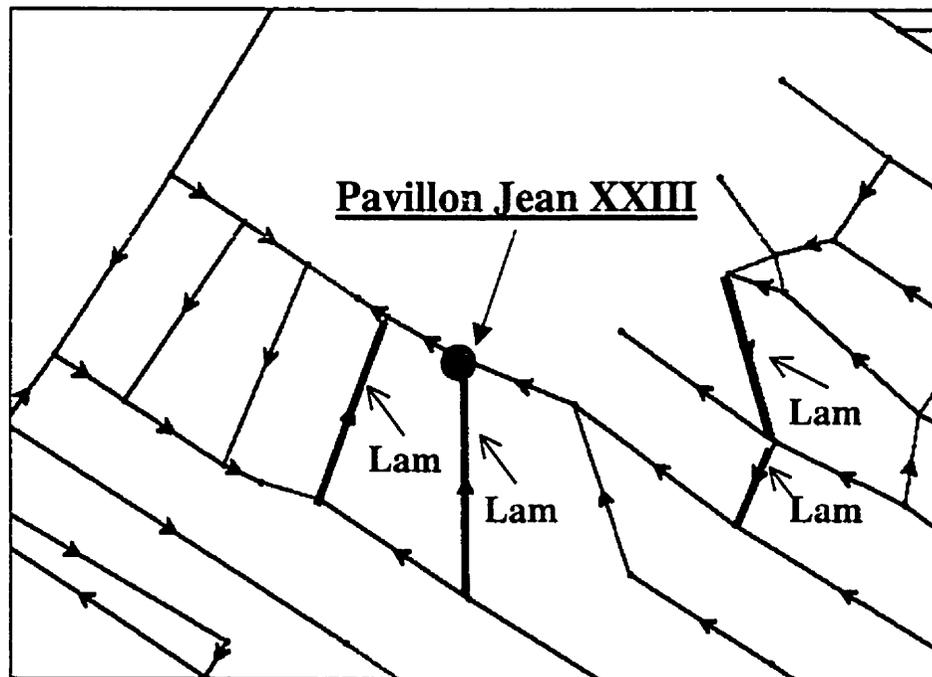


Figure 5.3 : Régime d'écoulement dans les conduites avoisinantes de la station d'échantillonnage *Pavillon Jean XXIII*

5.1.2 Étude des pressions minimales

La pression d'eau minimale disponible à différents points du réseau a également été étudiée afin d'expliquer l'apparition des coliformes. De faibles pressions peuvent entraîner l'intrusion de contaminants dans le réseau, plus particulièrement si des connexions croisées sont présentes tel que discuté à la section 2.2.3. Une telle contamination peut alors entraîner l'apparition de bactéries coliformes. Par conséquent, les pressions dans le réseau doivent théoriquement être toujours supérieures à 140 kPa (20 psi) afin de limiter toute forme de contamination (Environmental Protection Agency, 1997).

Les pressions minimales disponibles à chacune des stations d'échantillonnage ont été déterminées à l'aide d'*EPANET*. Suite à cette modélisation, les pressions minimales se

sont avérées être assez élevées à chacune des stations où des apparitions de coliformes sont survenues, en fait, aucune valeur de pression ne s'est avérée être inférieure à 280 kPa (40 psi). Par conséquent, il n'est pas possible d'établir une relation entre l'apparition des coliformes et les faibles pressions d'eau dans le réseau étudié. Toutefois, il est fort possible que, de façon ponctuelle, les pressions diminuent (et deviennent parfois négatives) dans une région du réseau donnée si, par exemple, un débit élevé d'eau est soutiré en cas de bris ou d'incendie majeur. Comme la base de données utilisée ne contient pas ce dernier type d'information, une telle hypothèse ne peut malheureusement être vérifiée. L'ajout, à la base de données utilisée pour expliquer les variations de qualité d'eau, de ce type d'intervention par les Services d'incendies pourrait fournir un complément intéressant à l'analyse de l'apparition des coliformes en réseau.

5.1.3 Étude des bris

Les bris de conduites peuvent favoriser l'apparition des coliformes puisqu'ils peuvent entraîner une contamination subséquente du réseau si les procédures de nettoyage et de désinfection nécessaires à la remise en service des conduites réparées ne sont pas effectuées correctement. L'intrusion de particules de sol ou de tout autre type dans le réseau peut alors mener à une contamination dans les jours ou les semaines suivant la réalisation des travaux selon les conditions retrouvées. La température (puisque les travaux de réparation sont généralement réalisés durant l'été) ainsi que des conditions hydrauliques particulières (faibles vitesses favorisant la déposition de sédiments) peuvent influencer l'apparition subséquente de bactéries coliformes.

Un nombre total de 63 bris a été répertorié dans le réseau à l'étude pendant la période comprise entre 1993 et 1996. La répartition de ces bris pendant les quatre années considérées n'est pas constante et ne tend pas non plus à augmenter dans le temps (Figure 5.4). Une augmentation du nombre de bris avec les années serait prévisible puisque l'infrastructure du réseau vieillit (Habibian, 1992), mais une si faible période

d'échantillonnage (4 ans) ne permet pas d'observer une tendance à long terme. Tel qu'illustré à la figure 5.4, l'année 1994 est celle pour laquelle le plus grand nombre de bris a été enregistré, avec plus de 35% des bris survenus pendant l'ensemble de la période considérée.

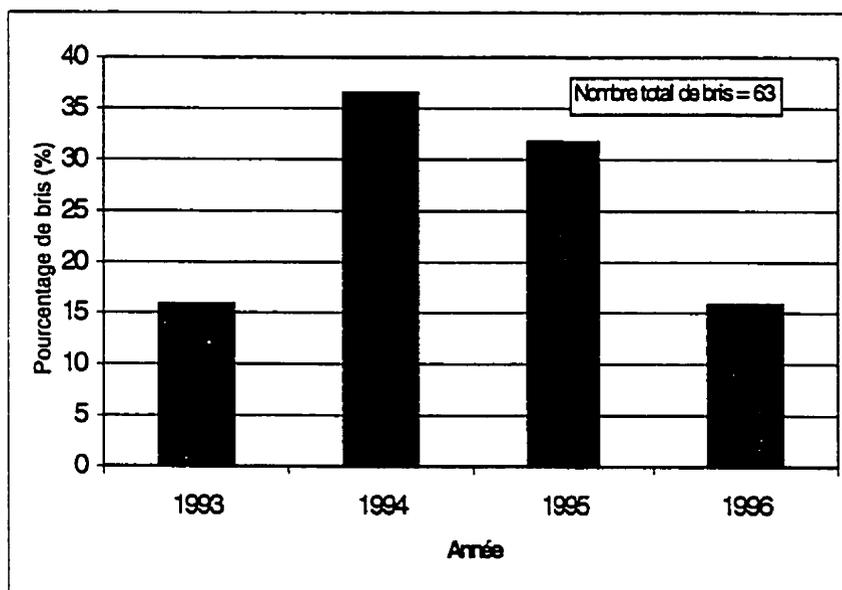


Figure 5.4 : Répartition des bris selon les années

La localisation géographique des bris de conduites a été effectuée à l'aide de *MADSIG*. L'illustration de la superposition des bris de conduites à l'année d'installation de ces dernières est présentée à la figure 5.5. Afin de relier les bris de conduites aux épisodes de coliformes enregistrés, les conduites près de chaque station d'échantillonnage ont été examinées afin de voir si des bris y avaient été enregistrés. Une telle analyse s'est avérée peu concluante sur l'ensemble du réseau car peu de bris ont été enregistrés aux environs des stations de prélèvement. De plus, la divergence des deux bases de données utilisées au niveau de la période considérée (bris : 1993-1996, qualité : 1995-1998) réduit considérablement l'amplitude des corrélations possibles entre les bris de conduites et l'apparition des bactéries coliformes dans le réseau.

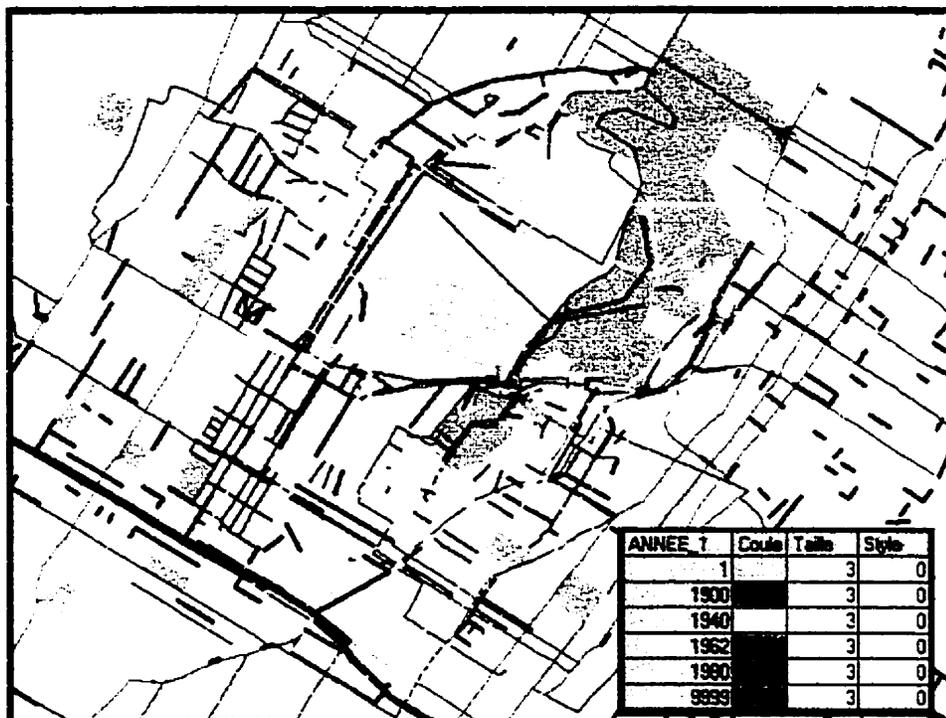


Figure 5.5 : Localisation des bris de conduites (traits noirs) pour la période 1993-1996

Des bris sont survenus près de seulement deux des onze stations d'échantillonnage où des coliformes ont été mesurés. Tel que discuté à la section 4.5.1, six bris sont survenus en 1995 aux conduites adjacentes à la conduite de la rue Botrel. Deux bris ont également été enregistrés cette même année aux environs, et plutôt en aval selon la modélisation EPANET, de la station d'échantillonnage *Spanish Portuguese Congregation* située à l'intersection des rues St-Kevin et Lemieux (zone 3). Ces bris ont été enregistrés sur deux tronçons de conduite longeant le boulevard Édouard-Monpetit (Figure 5.6).

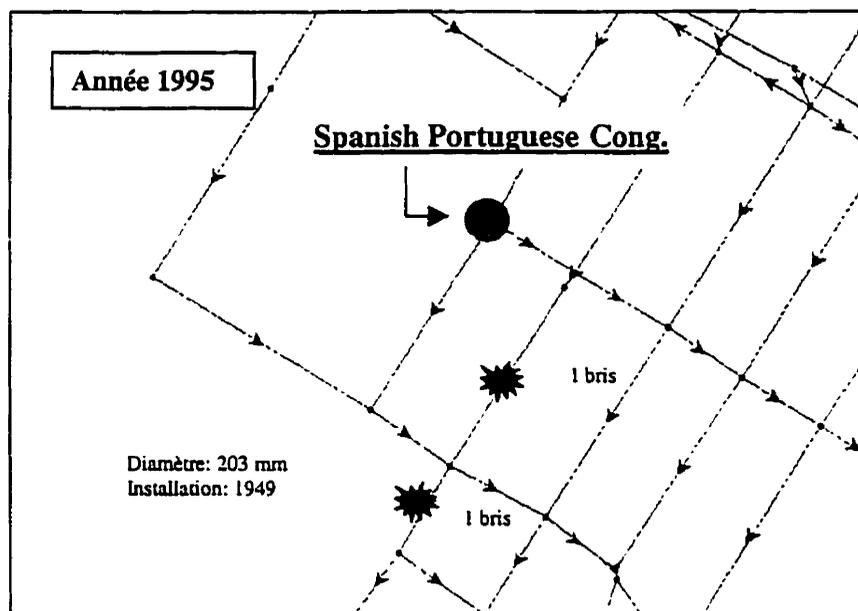


Figure 5.6 : Bris de conduites aux environs de la station d'échantillonnage *Spanish Portuguese Congregation*

Comme il a été impossible d'obtenir les dates exactes des bris, il est difficile d'affirmer que le seul épisode de coliforme, enregistré le 5 novembre 1995 (1 UFC/100 ml), résulte d'une contamination subséquente aux réparations effectuées. De plus, le sens d'écoulement de l'eau indiqué par la modélisation ne tend pas, non plus, à confirmer la relation entre les deux paramètres. Toutefois, il est toujours possible que suite aux bris ou lors de la remise en service des conduites, le sens d'écoulement de l'eau ait été modifié et que la station d'échantillonnage se soit alors retrouvée en aval des conduites réparées. Comme la température de l'eau est relativement plus froide durant cette période de l'année et qu'une concentration plus élevée de chlore libre est généralement présente (tableau C.1), il est fort probable que ces coliformes proviennent d'une contamination du réseau (provenant d'une réparation ou autre) plutôt que d'un phénomène de recroissance de bactéries coliformes en réseau. Par conséquent, ces bris représentent une explication plausible à l'unique épisode de coliforme détecté à cette

station d'échantillonnage. Une telle situation renforce l'intérêt d'une base de données relative aux bris plus précise.

5.2 Explications relatives à l'évolution du chlore en réseau

Le maintien d'un résiduel de désinfectant dans le réseau de distribution de la Ville de Montréal est assuré par l'utilisation du chlore. Comme le chlore est un composé oxydant, sa consommation dans le réseau (ou demande en chlore) est fonction des caractéristiques de l'eau et des interactions avec les conduites. À partir des informations disponibles dans la base de données, la consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau ainsi que son évolution dans le réseau en fonction du temps de séjour ont été étudiés. Une analyse du comportement du chlore à la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building* a également été réalisée.

5.2.1 Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau

L'influence de la température de l'eau sur la consommation du chlore libre entre le réservoir McTavish (entrée du réseau étudié) et les différentes stations d'échantillonnage situées dans la zone 3 a été déterminée. Pour ce faire, à chacune des semaines où des échantillons ont été analysés, les concentrations de chlore libre mesurées aux différents points de prélèvement ont été soustraites aux concentrations de chlore libre mesurées au réservoir McTavish afin d'obtenir le chlore consommé entre les deux points. Il est à noter que seules les concentrations de chlore libre supérieures à 0,10 mg/L aux stations d'échantillonnage ont été considérées afin que la consommation obtenue ne représente pas la totalité du chlore libre mesuré au réservoir McTavish. En effet, lorsque le résiduel de chlore libre est inférieur à 0,10 mg/L, l'incertitude quant à la consommation est plus élevée puisque cette dernière dépend alors de la concentration mesurée au réservoir McTavish.

L'illustration de la consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *Hôpital Ste-Justine*, située à l'intersection du chemin de la Côte Ste-Catherine et du chemin Hudson, est illustrée à la figure 5.7. Les résultats obtenus montrent bien une augmentation de la consommation du chlore libre avec l'augmentation de la température de l'eau, cette dernière influençant à la hausse, la vitesse de réaction du chlore (Jadas-Hécart *et al.*, 1992; Kiéné *et al.*, 1998). La même tendance a pu être observée aux six autres stations d'échantillonnage de la zone 3, seule la pente du graphique étant différente (Figures D.1 à D.6 de l'annexe D). Pour chacun des graphiques, la pente obtenue peut alors être considérée comme une constante de consommation du chlore libre en fonction de la température (k_{T^*} , unité : $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot^{\circ}\text{C}^{-1}$). Cette constante englobe la consommation du chlore dans l'eau (réaction avec la matière organique) et aux parois des conduites (réaction avec les produits de la corrosion, le biofilm et les dépôts), et prend également en compte les divers types de matériaux et diamètres rencontrés entre la sortie du réservoir McTavish et le point d'échantillonnage considéré.

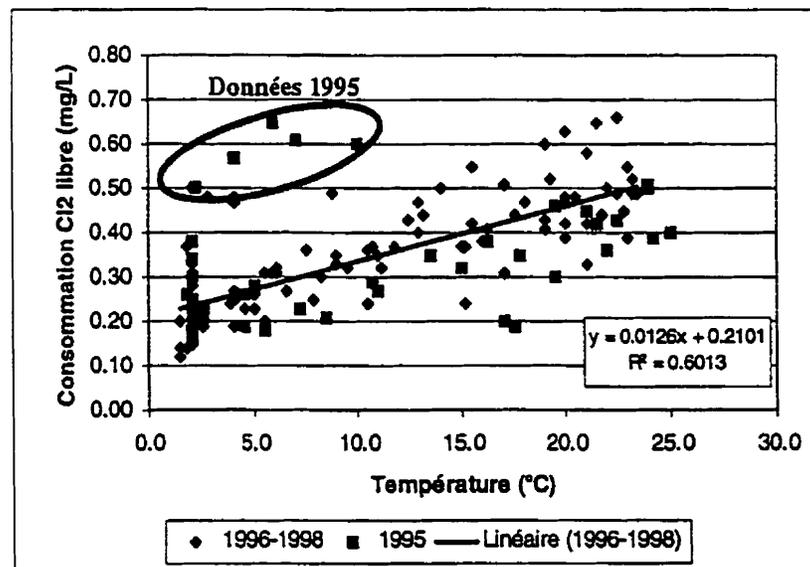


Figure 5.7 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *Hôpital Ste-Justine*

Il est à noter que les données relatives à l'année 1995 n'ont pas été prises en compte dans cette analyse, notamment à cause de la série de points qui correspondent à de fortes consommations de chlore à des températures plus faibles (données encadrées - Figure 5.7), la situation s'étant répétée à toutes les stations d'échantillonnage. Ces points particuliers correspondent à des mesures effectuées durant les mois de novembre et décembre, probablement pendant la période de renversement d'automne de la source d'eau brute car une hausse de la turbidité a également été notée. Au premier abord, cette hausse de consommation de chlore a été associée à la présence accrue de particules dans l'eau mais l'étude du niveau de chloration appliqué aux usines a permis l'observation d'un surdosage du chlore ponctuel provoquant ainsi une augmentation de la consommation du chlore dans le réseau. Baribeau *et al.* (1995) ont observé une augmentation de la consommation du chlore avec la quantité de chlore ajoutée. Cette augmentation soudaine des concentrations de chlore en réseau (sans période d'acclimatation) permet alors au désinfectant de réagir encore plus avec les produits de la corrosion, le biofilm, les sédiments, etc., favorisant ainsi une plus grande consommation du produit.

Afin de vérifier si, pour une température donnée, la consommation de chlore devient plus élevée lorsqu'une station d'échantillonnage est située plus loin en réseau, les valeurs des constantes k_T obtenues ont été comparées en fonction du temps de séjour de l'eau à chacune des stations (simulé à l'aide d'*EPANET*). Les résultats obtenus à la figure 5.8 indiquent une tendance à la hausse de la constante de dégradation du chlore k_T avec le temps de séjour de l'eau dans le réseau, illustrant ainsi, très classiquement, une plus grande consommation de chlore avec la distance parcourue. Il est à noter que les temps de séjour simulés ne sont qu'approximatifs puisqu'ils résultent de simulations où des valeurs de consommations moyennes annuelles sont utilisées (section 3.3.2).

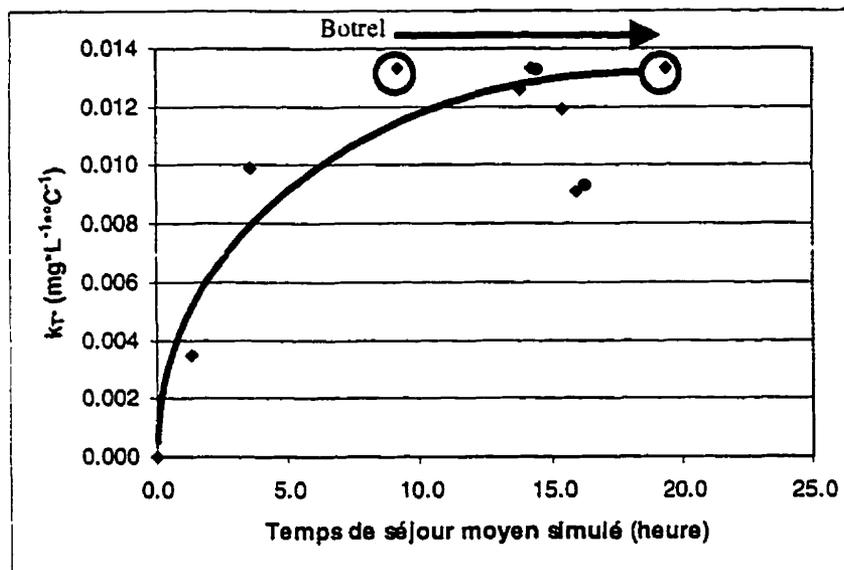


Figure 5.8 : Comparaison des constantes k_T^* obtenues en fonction du temps de séjour moyen simulé pour les stations d'échantillonnage de la zone 3 (le temps de séjour à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel* est plutôt considéré à près de 20h que de 9h)

Le même type d'analyse a été effectué pour les stations d'échantillonnage localisées dans les zones 4 et 5 du réseau, en vérifiant les consommations de chlore libre entre ces différents points et le réservoir Côte-des-Neiges (ce réservoir peut être considéré comme l'entrée de ces deux zones puisque la totalité de l'eau qui y est distribuée provient de cette station de pompage). Toutefois, les résultats obtenus ne sont pas concluants. L'interprétation des mesures de chlore est plus difficile car l'heure de prélèvement des échantillons et le fonctionnement des pompes à la station Côte-des-Neiges ne sont pas disponibles dans la base de données. Le fonctionnement des réservoirs du Sommet et de la Montagne peut engendrer de longs temps de séjour (lorsqu'ils se vident), causant ainsi une consommation de la totalité du chlore libre aux stations d'échantillonnage environnantes. Par contre, lorsque la seconde pompe à la station de pompage Côte-des-Neiges est mise en marche afin de remplir ces réservoirs, les consommations de chlore (et les temps de séjour) deviennent relativement faibles (Gauthier *et al.*, 1999a), ce qui

complicque la comparaison des données à une même station. De plus, la mise en place d'une rechloration en 1996 vers ces deux zones rend également plus difficile l'interprétation des données puisqu'une certaine période d'acclimatation du réseau est généralement observée. Par conséquent, la consommation du chlore libre en fonction de la température sur ces deux zones n'a pu être établie.

L'utilité d'un tel type d'analyse, pour les stations d'échantillonnage localisées dans la zone 3 du moins, réside dans le fait que le graphique et la constante de consommation du chlore libre en fonction de la température (k_T) obtenus à chacune des stations fournissent la consommation type de chlore libre à une température donnée. Par conséquent, le gestionnaire de réseau peut estimer la concentration de chlore résiduel probable à chaque point d'échantillonnage selon la concentration de chlore ajoutée.

5.2.2 Évolution du chlore libre en fonction du temps de séjour de l'eau en réseau

Pour les stations d'échantillonnage de la zone 3, l'effet du temps de séjour de l'eau sur le chlore libre mesuré a été vérifié. Pour ce faire, la valeur de la concentration de chlore libre mesurée à chacune des stations par rapport à celle mesurée à McTavish (C/C_0) a été calculée pour les 9 semaines des mois de juillet et août (période estivale) et les 8 semaines des mois de janvier et février (période hivernale) pour les quatre années étudiées. Les valeurs moyennes de C/C_0 , pour l'ensemble de la période considérée, ont ensuite été illustrées en fonction du temps de séjour moyen simulé par *EPANET* (Figure 5.9). Il est à noter que le temps de séjour de l'eau à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel* est ici considéré comme étant à près de 20 heures plutôt que de 9 heures (voir section 3.3.2).

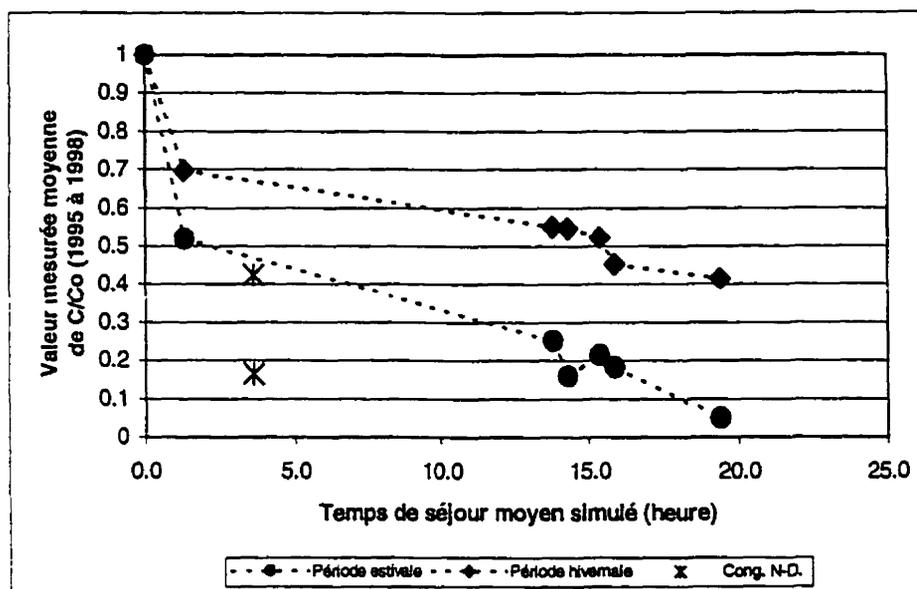


Figure 5.9 : Évolution du chlore libre mesuré en fonction du temps de séjour de l'eau selon la période estivale ou hivernale (zone 3)

Les résultats obtenus à la figure 5.9 illustrent bien une baisse de la concentration de chlore libre mesuré avec le temps de séjour de l'eau en réseau telle qu'observée par Desjardins et al. (1997) dans une autre section du réseau de distribution de la Ville de Montréal. Divers auteurs ont également observé le même phénomène dans d'autres réseaux de distribution (Mathieu *et al.*, 1992; Kerneis *et al.*, 1995; Prévost *et al.*, 1998; Rompré *et al.*, 1998). Il est clair que les concentrations de chlore libre mesurées l'hiver sont plus élevées et diminuent moins rapidement qu'en été, la cinétique de dégradation du chlore étant plus faible à température froide, tel que discuté précédemment.

Pour les deux périodes considérées, les valeurs moyennes mesurées semblent tendre vers une cinétique de réaction du chlore d'ordre un (Figure 5.9), ce qui correspond à ce qui est généralement observé (Vasconcelos *et al.*, 1997). Toutefois, comme les temps de séjour des stations d'échantillonnage de la zone 3 sont plutôt mal répartis (un vide existe entre 4 et 14 heures en considérant un temps de séjour de l'eau à la *Bibliothèque Botrel* de près de 20 heures), il est difficile de confirmer cette cinétique de réaction pour le réseau étudié. De plus, les valeurs de C/C_0 obtenues à la station d'échantillonnage

Congrégation Notre-Dame (temps de séjour égal à 3,6 heures) n'ont pas été prises en compte dans l'analyse effectuée puisque les échantillons n'y sont prélevés que depuis 1997. En outre, les résultats obtenus à ce point semblent indiquer deux possibilités : (1) le temps de séjour simulé par *EPANET* est soit un peu trop faible ou (2) les valeurs de chlore libre mesurées semblent relativement plus faibles qu'aux autres points pour un temps de séjour moyen de l'eau de seulement 3,6 heures.

Comme pour l'analyse de la consommation de chlore en fonction de la température de l'eau, l'étude de l'évolution du chlore libre en fonction du temps de séjour pour les zones 4 et 5 n'a pu être réalisée pour les mêmes raisons évoquées à la section précédente, la plus grande complexité de cette portion de réseau rendant l'interprétation des données difficile.

5.2.3 Étude de cas : Comportement du chlore mesuré au point d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building* en 1997

Même si les résultats obtenus lors de la simulation du chlore avec *EPANET* n'ont pas été utilisés directement pour ce projet de recherche (puisque de telles mesures existaient sans besoin de simulation), la mise en place d'une telle démarche a quand même permis l'identification de disparités au niveau des mesures de chlore récoltées à la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building* de l'Université McGill, située à l'intersection de l'avenue des Pins et de la rue Drummond, tout près du réservoir McTavish.

L'étape de l'étalonnage du modèle de chlore pour les stations d'échantillonnage de la zone 3 pour les mois de juillet et août 1997 a permis de constater que certaines valeurs de chlore total mesurées étaient grandement inférieures aux valeurs prédites par *EPANET* au *McIntyre Medical Sciences Building* (voir Figure 3.9). Afin de vérifier la situation, les concentrations de chlore total mesurées à cette station ont été comparées

aux concentrations mesurées au réservoir McTavish situé juste en amont. Comme ces deux points sont très rapprochés (temps de séjour moyen de l'eau au *McIntyre Building* selon *EPANET* est de 1,3 heures), la tendance observée au niveau des mesures de chlore devrait être semblable aux deux points, avec seulement une faible différence au niveau des concentrations mesurées. Toutefois, à partir du 21 mai 1997, de très faibles concentrations de chlore ont été mesurées de façon ponctuelle au *McIntyre Building* sans qu'aucune modification majeure ne survienne au niveau de la concentration de chlore au réservoir McTavish (Figure 5.10).

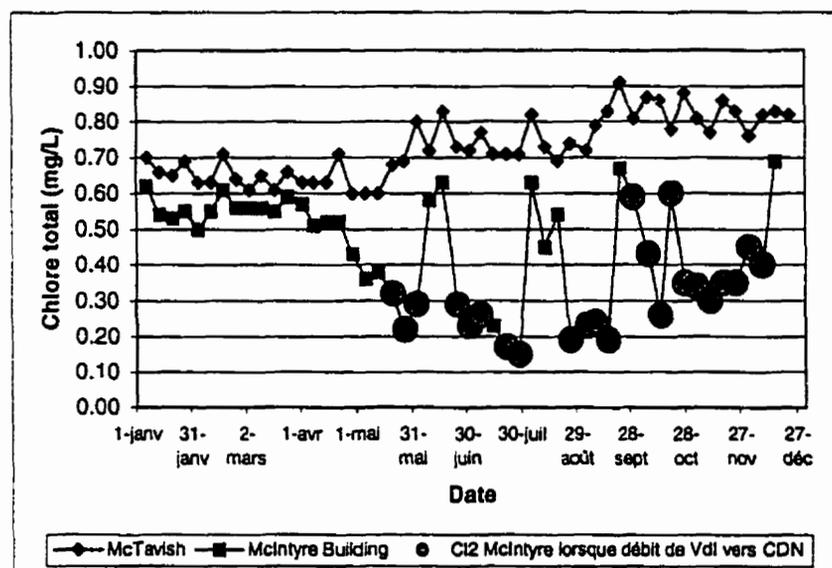


Figure 5.10 : Évolution du chlore total mesuré en 1997 aux stations d'échantillonnage *Réservoir McTavish* et *McIntyre Medical Sciences Building*

Afin de trouver une explication plausible à ces faibles valeurs de chlore, l'étude des consignes de pompage réseau a alors été réalisée. L'examen de ce paramètre, disponible pour l'année 1997, a permis d'identifier différentes sources d'alimentation du débit dans la zone 3. En mode d'opération normale, cette zone est généralement alimentée par le réservoir McTavish, qui distribue l'eau vers le réservoir Côte-des-Neiges. Toutefois, ponctuellement en 1997, une alimentation provenant du réservoir Vincent-d'Indy vers le

réservoir Côte-des-Neiges a été utilisée en raison de travaux au réservoir McTavish, limitant ainsi le pompage vers Côte-des-Neiges. Dans ce dernier cas, la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building*, généralement localisée en tête de réseau, se retrouve alors en bout de réseau à cause du sens inversé d'écoulement de l'eau entre les réservoirs McTavish et Côte-des-Neiges. Après vérification des consignes de pompage, il a été établi que les concentrations de chlore au *McIntyre Building* représentées par un symbole rond (○) sur la figure 5.10, ont été mesurées lorsque l'alimentation de la zone provenait du réservoir Vincent-d'Indy. En effet, 86% des échantillons contenant moins de 0,40 mg/L de chlore total ont été récoltés dans ces conditions.

Par conséquent, la modification du mode d'alimentation en eau de la zone 3 est une explication probable aux concentrations de chlore plus faibles rencontrées périodiquement à la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building*, durant l'année 1997.

5.3 Conclusions

En conclusion, l'utilisation d'une approche intégrée, telle que celle développée pour ce projet de recherche, a permis l'examen de plusieurs paramètres afin d'expliquer les variations de qualité d'eau observées dans le réseau de distribution. Une association possible entre le régime d'écoulement, les bris de conduites et l'apparition de coliformes a pu être établie à quelques stations d'échantillonnage tandis que l'analyse des faibles pressions s'est avérée non-concluante. En plus de l'analyse de stations d'échantillonnage distinctes, l'approche intégrée a également permis l'étude des paramètres influençant les concentrations de chlore résiduel en réseau, soit les températures et les temps de séjour de l'eau plus élevés.

CHAPITRE 6

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Synthèse du projet de recherche

Le présent projet de recherche a été mis en place, en collaboration avec la Ville de Montréal, afin d'expliquer les variations de la qualité de l'eau dans les zones 3-4-5 de leur réseau de distribution. L'eau produite et distribuée par la Ville est de très bonne qualité (Desjardins *et al.*, 1997) et le pourcentage d'échantillons positifs de coliformes s'élève à moins de un pour cent à chaque année pour l'ensemble du réseau (1995-1997). Toutefois, des variations locales de qualité de l'eau surviennent de façon ponctuelle. Comme ces variations peuvent être engendrées par plus d'un facteur, il devient important de développer une approche permettant une vision globale de l'ensemble des paramètres pouvant affecter la qualité de l'eau entre l'usine et le consommateur. La plupart des paramètres sont considérés dans cette étude et regroupés en trois catégories soit, les paramètres structurels, opérationnels et qualité du réseau.

Deux phases principales ont été définies pour la réalisation de ce projet de recherche. En premier lieu, il était important d'appréhender facilement – sous forme visuelle - le réseau ainsi que tous les paramètres structurels, opérationnels et qualité pouvant affecter la qualité de l'eau. Pour ce faire, une approche intégrée a été développée comprenant trois composantes : (1) une base de données diversifiée, (2) un logiciel de simulation hydraulique et (3) un outil de visualisation graphique. En deuxième lieu, cette approche intégrée permet d'investiguer les corrélations possibles entre les différents paramètres considérés et leur effet sur la qualité de l'eau. La réalisation de ces deux phases a permis de trouver des explications possibles aux variations de qualité d'eau observées dans le réseau en plus de fournir un outil de travail (logiciel de visualisation graphique) éventuellement transposable aux gestionnaires du réseau.

La mise en place d'une base de données a été la première étape du développement de l'approche intégrée. Cette base de données contient des informations relatives à la structure, à l'opération (fonctionnement hydraulique) et à la qualité de l'eau des zones 3-4-5 du réseau de la Ville de Montréal. Les données structurelles considérées sont : le diamètre, la longueur, les coefficients de rugosité (Hazen-Williams), l'âge, le matériau et les bris de conduites ainsi que l'élévation et la localisation des nœuds. Ces données ont été fournies par le Service des Travaux Publics de la Ville de Montréal. Les données opérationnelles considérées sont : le débit et la vitesse de l'eau dans les conduites, la pression et la hauteur piézométrique aux nœuds, le temps de séjour de l'eau et le nombre de Reynolds. Ces données ont été calculées à l'aide d'un logiciel de simulation hydraulique (*EPANET*) dont la mise en place est discutée ci-après. Les valeurs de consommation aux nœuds ainsi que les consignes de pompage ont été utilisées comme valeurs de base dans le logiciel et ont également été obtenues par le Service des Travaux Publics. Finalement, les paramètres qualité considérés dans la base de données sont : la température de l'eau, le chlore résiduel, les coliformes totaux ainsi que les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA). Ces paramètres, mesurés de façon hebdomadaire, ont été obtenus pour la période comprise entre les mois de janvier 1995 et septembre 1998 et ont été fournis par le Laboratoire de Contrôle de la Qualité de la Ville de Montréal.

La deuxième étape a consisté à mettre en place la modélisation hydraulique du réseau afin de construire une base de données opérationnelle et mieux comprendre le fonctionnement hydraulique des trois zones à l'étude. Le logiciel de simulation choisi, *EPANET* version 1.1e, est celui développé par l'Agence de Protection de l'Environnement Américaine (*U.S. EPA*) et permet de modéliser autant le comportement hydraulique que la qualité de l'eau dans un réseau. L'étalonnage du modèle a été réalisé en comparant les résultats d'une simulation en mode statique de la zone 3 avec ceux du logiciel de simulation hydraulique *AQUAGEO*. Ce dernier, utilisé par la Ville de Montréal, est calibré à l'aide de mesures de pressions effectuées sur le réseau. Des

simulations en mode dynamique, plus représentatives de l'opération réelle du réseau, ont ensuite été effectuées. Des variations horaires de consommations ont également été introduites afin de raffiner la modélisation.

En dernier lieu, la mise en place d'un outil de visualisation graphique a complété le développement de l'approche intégrée. Cet outil informatique, appelé *MADSIG*, a été conçu de telle sorte que les paramètres non-inclus dans *EPANET* (âge, matériau, bris de conduites, nombre de Reynolds, paramètres qualité mesurés sur le réseau) puissent être visualisés spatialement. Par conséquent, un logiciel de visualisation graphique a été développé sous le principe d'un système d'information géographique (SIG) où les différents paramètres de la base de données peuvent être représentés sous forme de couches d'information. La superposition de différentes couches d'information, par exemple âge et bris de conduites, permet d'identifier les secteurs du réseau ainsi que les types de conduites les plus à risque au niveau des bris, ce qui est impossible à réaliser sans une représentation visuelle. Pour les paramètres qualité, il était également nécessaire de pouvoir illustrer leurs variations temporelles puisque ces derniers sont mesurés à chaque semaine. Par conséquent, une animation dans le temps a été intégrée au logiciel, permettant ainsi d'observer l'évolution de ces paramètres à chacune des stations d'échantillonnage du réseau.

Une fois complétée, cette approche intégrée a été utilisée afin d'expliquer les variations de qualité de l'eau dans le réseau à l'étude et également afin d'établir des corrélations entre les différents paramètres de la base de données. L'étude de la qualité de l'eau a été réalisée à certaines stations d'échantillonnage ainsi que sur l'ensemble du réseau.

Suite à l'analyse effectuée, il s'avère que plus d'un paramètre peut expliquer la fréquence plus élevée d'apparition de coliformes à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel* (zone 3). En effet, le fonctionnement hydraulique du réseau dans cette région, le régime d'écoulement ainsi que les bris de conduites survenus dans les

environs sont des explications possibles aux concentrations de chlore résiduel plus faibles et au plus grand nombre d'épisodes de coliformes observé à ce point. Il est à noter que l'installation d'un "by-pass", favorisant un écoulement permanent de la zone 3 (rue Botrel) vers la zone 2 a été réalisée au cours de l'année 1998 afin de pallier à la situation. À la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building* (zone 3), le changement de direction de l'écoulement de l'eau dans le réseau (causée par des travaux au réservoir McTavish) est une explication probable aux faibles concentrations de chlore mesurées durant l'année 1997.

Dans l'ensemble du réseau, la fréquence d'apparition des bactéries coliformes devient plus élevée lorsque la température de l'eau augmente et lorsque la concentration de chlore résiduel diminue. Des corrélations entre l'apparition de coliformes à différentes stations d'échantillonnage et des paramètres tels que le régime d'écoulement, les faibles pressions et les bris de conduites ont été tentées, mais rien de systématique n'a pu être établi, ce qui indique probablement que des causes multiples sont à l'origine de ces apparitions. Le régime d'écoulement laminaire, permettant l'accumulation de dépôts aux environs de la station d'échantillonnage *Pavillon Jean XXIII* (zone 4) pourrait être une des explications au plus grand nombre d'épisodes positifs de coliformes survenus en 1995, avant l'installation d'un poste de rechloration vers cette zone. Les deux bris de conduites survenus en 1995 près de la station d'échantillonnage *Spanish Portuguese Congregation* (zone 3) représentent également une explication possible au seul épisode positif de coliformes survenu à ce point.

L'analyse de l'évolution des BHA dans le réseau a montré que la fréquence d'apparition de ces dernières est plus élevée lorsque la température de l'eau est inférieure à 7°C et supérieure à 13°C. Le premier cas peut être expliqué par un passage plus grand des BHA lors du traitement à l'usine (résultant possiblement d'une efficacité moins grande de la désinfection à basse température) tandis que le second cas est plutôt expliqué par de la recroissance en réseau, détectée surtout dans les zones où la concentration de chlore total

est relativement faible (entre 0,11 et 0,15 mg/L). Par contre, dans les zones plus éloignées du réseau (chlore total < 0,10 mg/L), moins d'épisodes de BHA sont détectés, ce qui traduit probablement un épuisement des ressources nutritives de l'eau.

L'étude du comportement du chlore libre en fonction de la température de l'eau et du temps de séjour a également été réalisée. Seules les données de la zone 3 ont été utilisées pour cette analyse à cause de la plus grande complexité des zones 4 et 5 au niveau du fonctionnement hydraulique. Très classiquement, il s'est avéré une plus grande consommation du chlore libre lorsque la température de l'eau augmente ainsi qu'une baisse de la concentration de chlore libre mesurée lorsque le temps de séjour de l'eau dans le réseau augmente. Toutefois, ces relations ont été quantifiées, fournissant ainsi un outil prédictif pour le réseau de distribution de la Ville de Montréal.

Finalement, des corrélations entre les bris de conduites et des paramètres tels que l'âge, les matériaux et la pression d'eau maximale dans les conduites ont été réalisées. Les conduites de fonte ductile non-revêtue, installées entre 1963 et 1974, sont celles pour lesquelles la fréquence de bris s'est avérée être la plus élevée. Cette fréquence est également plus élevée pour les conduites présentant les plus fortes pressions d'eau.

Les résultats obtenus suite à cette étude illustrent la nécessité d'utiliser une approche globale, telle que celle développée pour ce projet, afin de pouvoir analyser les multiples interactions possibles entre les différents paramètres d'un réseau de distribution. Le logiciel de visualisation proposé facilite grandement cette analyse et représente un outil de travail intéressant. Naturellement, des améliorations pourront être apportées à l'approche développée, tel que décrit dans les paragraphes suivants.

6.2 Perspectives

La prise en compte de divers types de paramètres (structurels, opérationnels et qualité) combinée à l'utilisation d'un outil de visualisation graphique (*MADSIG*) permettent d'obtenir une vision d'ensemble d'un réseau, autant au niveau spatial que temporel. La réalisation de ce projet montre qu'une telle approche est nécessaire à la compréhension des phénomènes locaux de dégradation de la qualité de l'eau.

Le développement de l'outil de visualisation, permettant l'illustration des différents paramètres relatifs aux zones 3-4-5 du réseau de la Ville de Montréal, s'est avéré être une étape déterminante de ce projet puisque aucun autre outil du genre n'est disponible à la Ville de Montréal ni dans la plupart des villes d'Amérique du Nord. Les logiciels classiques de simulation du fonctionnement hydraulique et de l'évolution de la qualité de l'eau en réseau fournissent, bien sûr, une interface graphique permettant de visualiser le réseau et les différents paramètres modélisés. Toutefois, ces logiciels ne permettent généralement pas d'inclure des paramètres non-modélisés tels que les bris de conduites ou les données qualité mesurées dans le réseau.

Selon la recherche bibliographique effectuée, un seul autre logiciel de visualisation a été développé par Deininger *et al.* (1992). Ce dernier peut être utilisé conjointement avec un logiciel de simulation dynamique de la qualité de l'eau et utilise une animation où les paramètres de qualité (la concentration de fluor dans ce cas-ci) sont illustrés à chacune des stations d'échantillonnage sous forme de cercles colorés. Par comparaison, le logiciel développé pour ce projet est relativement plus complet puisque d'autres types de paramètres (structurels et opérationnels) y sont également disponibles. Quant à Boulos *et al.* (1997), ils proposent une approche totalement intégrée qui rassemble le dessin assisté par ordinateur (DAO), les bases de données et la modélisation hydraulique / qualité dans un seul système. Par contre, les données qualité mesurées dans le réseau ne peuvent pas

être directement visualisées au moyen de l'interface mais peuvent être comparées aux données modélisées en fonction du temps à l'aide de graphiques.

L'utilisation d'une telle approche (base de données diversifiée, logiciel de simulation hydraulique et logiciel de visualisation graphique) par les gestionnaires de réseau de distribution permet d'effectuer une meilleure gestion de la qualité de l'eau. En plus de permettre la visualisation intégrée des divers types de paramètres, cette approche permet de localiser les endroits les plus problématiques du réseau, que ce soit l'apparition des coliformes, les bris de conduites, etc. De plus, la base de données mise en place permet un regroupement de l'information nécessaire en un seul endroit (ce qui n'est généralement pas le cas dans les municipalités, plusieurs départements se séparant les différentes informations relatives au réseau de distribution). Toutefois, un effort est nécessaire au niveau de la mise à jour des informations contenues dans la base de données afin que l'outil développé demeure performant.

La mise en place de la base de données constitue un travail simple, mais fastidieux et qui nécessite une grande rigueur. De plus, un certain nombre de difficultés rencontrées nécessitent des choix se répercutant sur les performances de l'approche intégrée. Ainsi, les différentes configurations nœud/conduite des bases de données relatives à la structure, à l'âge et aux matériaux ainsi qu'aux bris de conduites ont nécessité des simplifications lors de leur intégration (Section 3.2.1). La mise en place d'une nouvelle configuration nœud/conduite prenant en compte tous les paramètres aurait été idéale mais beaucoup trop longue dans le contexte de ce projet. L'effet de ces simplifications sur les résultats obtenus n'empêche pas l'observation des conditions générales du réseau mais la précision des corrélations effectuées est probablement moins élevée.

En ce qui concerne la modélisation hydraulique, comme les valeurs de consommation utilisées représentent des valeurs moyennes annuelles, les résultats obtenus ne sont pas nécessairement représentatifs du fonctionnement journalier du réseau. De plus, les

consignes de pompages utilisées sont théoriques (définies selon le niveau de l'eau dans les réservoirs) tandis que les données archivées indiquent des arrêts et départs de pompes irréguliers à l'intérieur de l'intervalle défini dans le modèle. Toutefois, pour une première tentative de modélisation dynamique des zones 3-4-5 du réseau de la Ville de Montréal, les résultats de simulation obtenus sont assez satisfaisants puisque qu'ils donnent une idée générale du fonctionnement du réseau. De futurs travaux pourront consister à raffiner la modélisation hydraulique en utilisant, par exemple, des valeurs de consommations typiques durant les périodes estivale ou hivernale.

Plusieurs des corrélations mises en évidence par l'utilisation de l'approche intégrée ont confirmé des tendances déjà bien établies. L'augmentation de la fréquence d'apparition des coliformes et des BHA avec la température de l'eau et la diminution du chlore résiduel en est un exemple. Toutefois, le plus grand nombre d'événements de BHA en sortie d'usine et en réseau durant la période hivernal est un résultat nouveau découlant d'une lecture originale de la base de données. Lors de l'étude concernant l'occurrence des bactéries coliformes à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel*, il a été surprenant d'observer qu'au moins trois paramètres (fonctionnement hydraulique (temps de séjour), régime d'écoulement et bris de conduites) peuvent expliquer le plus grand nombre d'épisodes de coliformes à ce point. Malheureusement, l'absence dans la base de données des dates des bris de conduites, n'a pas permis une corrélation directe entre ces derniers et les épisodes de coliformes répertoriés dans le réseau. De plus, la différence au niveau des périodes considérées dans les bases de données qualité (janvier 1995 à septembre 1998) et bris de conduites (janvier 1993 à janvier 1996) a également contribué à réduire la valeur des corrélations entre ces deux paramètres.

De façon générale, pour cette première tentative d'intégration des paramètres sur les zones 3-4-5 du réseau de la Ville de Montréal, les résultats obtenus lors de ce projet de recherche, autant pour le développement de l'approche intégrée (et en particulier de l'outil de visualisation) que pour les corrélations obtenues ont permis de faire un

important pas en avant en permettant une interprétation des données qualité mieux documentée. Dans le futur, des améliorations pourront être apportées à la base de données en y ajoutant des paramètres supplémentaires relatifs à la qualité de l'eau (couleur, turbidité, pH) et à l'opération du réseau (plaintes des consommateurs, interventions sur le réseau – incendies, nettoyage des rues, travaux et exploitation du réseau). Au niveau de l'outil de visualisation graphique, quelques améliorations sont également possibles puisque cet outil est encore au stade de prototype. L'intégration du logiciel de simulation *EPANET* à même le logiciel de visualisation est envisageable, ce qui pourrait permettre la modélisation et l'analyse du réseau au moyen d'une seule interface. L'intégration de données télémétriques au logiciel serait une autre possibilité puisque certains logiciels de simulation possèdent déjà cette option (Schulte and Malm, 1993). De là, une comparaison systématique des données mesurées / calculées pour le chlore permettrait de détecter en continu les modifications en réseau. Ces améliorations faciliteront encore plus la compréhension globale du réseau et, par conséquent, la gestion de la qualité de l'eau dans ce dernier. Toutefois, l'actualisation, de façon permanente, de la base de données est nécessaire afin d'en faire un outil de gestion efficace.

6.3 Conclusion générale

Le but de l'étude consistait à expliquer les variations de qualité d'eau observées dans les zones 3-4-5 du réseau de distribution de la Ville de Montréal pour la période comprise entre les mois de janvier 1995 et de septembre 1998. Pour ce faire, deux phases ont été définies : (1) développer une approche permettant la visualisation du réseau et des paramètres pouvant affecter la qualité de l'eau et (2) utiliser cette approche afin d'investiguer les corrélations possibles entre les différents paramètres considérés et leur effet sur la qualité de l'eau. Les travaux réalisés ont permis de dégager les conclusions suivantes relativement au développement de l'approche intégrée:

- La mise en place de la base de données est une étape cruciale du processus de développement de l'approche intégrée. Les références spatiales et temporelles des divers paramètres considérés doivent pouvoir s'uniformiser le plus possible.
- L'utilisation d'un outil de visualisation facilite grandement l'accessibilité des paramètres inclus dans la base de données. L'utilisateur obtient directement l'image du réseau en fonction du ou des paramètres désirés.
- Le logiciel de visualisation développé, même s'il n'est actuellement qu'au stade du prototype, est un outil de travail novateur puisqu'il permet la visualisation de paramètres mesurés et modélisés du réseau à l'étude. Le plus grand avantage de cet outil demeure la capacité d'intégration des divers paramètres du réseau.

Les conclusions suivantes ont été tirées suite à l'utilisation de l'approche intégrée pour expliquer les variations de la qualité de l'eau et pour établir des corrélations entre les divers paramètres du réseau durant la période étudiée:

- Les coliformes totaux : Une plus grande fréquence d'apparition des bactéries coliformes dans le réseau est directement reliée à des températures de l'eau plus élevées ($>15^{\circ}\text{C}$) et à des concentrations de chlore résiduel faibles ($<0,10\text{ mg/L}$ de chlore libre). Le fonctionnement hydraulique, le régime d'écoulement et les bris de conduites sont possiblement responsables de certains épisodes de coliformes particulier survenus à certaines stations d'échantillonnage.
- Les BHA : Une plus grande fréquence d'apparition des BHA survient à la fois lorsque les températures de l'eau sont plus faibles que 7°C et plus élevées que 13°C . Ces deux plages sont associées respectivement à une efficacité moindre du traitement à température froide et à une recroissance plus élevée en eau chaude. La fréquence d'apparition des BHA diminue lorsque les concentrations de chlore résiduel augmentent. Toutefois, la baisse du nombre d'événements de BHA observée lorsque le chlore total est inférieur à $0,10\text{ mg/L}$ a été associée à des concentrations probablement trop faibles de matière organique biodégradable lors de longs temps de séjour dans le réseau.

- Le chlore résiduel : Aux différentes stations d'échantillonnage de la zone 3, la consommation de chlore libre augmente avec la température alors que les concentrations de chlore libre diminuent avec une augmentation du temps de séjour de l'eau dans le réseau. La modification de la direction de l'écoulement de l'eau dans la zone 3 est une explication probable aux grandes variations de concentrations de chlore mesurées en 1997 à la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building*.
- Les bris de conduites : D'après la base de données disponible, ce ne sont pas les conduites les plus anciennes du réseau qui brisent le plus souvent, mais les conduites de fonte ductile non-revêtue installées entre 1963 et 1974. De plus, plus la pression d'eau dans les conduites est élevée, plus ces dernières sont sujettes aux bris.

Par conséquent, l'utilisation de l'approche intégrée a permis de mettre en évidence les tendances générales quant à la qualité de l'eau de la zone à l'étude et de préciser certaines hypothèses explicatives des apparitions de coliformes en certains points du réseau.

RÉFÉRENCES

ABASQ, P. (1997). "Enquêtes sur les résultats d'analyses de « conduites neuves » en Loire-Atlantique". *Cahiers de l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la Santé*. 2 :1. 37-42.

ALLEN, M.J., TAYLOR, R.H. et GELDREICH, E.E. (1980). "The occurrence of microorganisms in water mains encrustations". *Journal of American Water Works Association*. 72 :11 :614.

AMBLARD, C., BOURDIER, G., CARRIAS, J.-F., MAURIN, N. et QUIBLIER, C. (1996). "Évolution saisonnière de la structure des communautés microbiennes dans un réservoir d'eau potable". *Water Research*. 30 :3. 613-624.

APHA, AWWA, WPCF. (1995). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 19^e édition, Washington, DC. 1527 p.

ARREGUIN-CORTES, F. et OCHOA-ALEJO, L.H. (1997). "Evaluation of water losses in distribution networks". *Journal of Water Resources Planning and Management*. 123 :5. 284-291.

BARIBEAU, H., PRÉVOST, M., DESJARDINS, R., LAFRANCE, P. et LEGUBE, B. (1995). "Effets de l'ozonation et de la filtration biologique sur la demande en chlore et sur les précurseurs de trihalométhanes et des composés organo-halogénés totaux". *Canadian Journal of Civil Engineering*. 22. 945-954.

BISWAS, P., LU, C. et CLARK, R.M. (1993). "A model for chlorine concentration decay in pipes". *Water Research*. 27 :12. 1715-1724.

BOULOS, P.F., HEATH, J.E., FEINBERG, D.H. et RO, J-J. (1997). "Water distribution network management : a fully integrated approach". *Journal of New England Water Works Association*. 111 :6. 180-188.

BURLINGAME, G.A., KORNTREGER, G. et LAHANN, C. (1995). "The configuration of standpipes in distribution affects operations and water quality". *Journal of New England Water Works Association*. 109 :4. 281-289.

CANNISTRA, J.R., LEADBETTER, R. et HUMPHRIES, R. (1992). "Washington Suburban Sanitary Commission implement GIS". *Journal of American Water Works Association*. 84 :7. 62-67.

CARTER, J.T., LEE, Y. et BUCHBERGER, S.G. (1997). Correlations between travel time and water quality in a deadend loop. Comptes-rendus de la Conf. AWWA WQTC, Denver, Co. CD-ROM.

CHANTEREAU, J. (1980). *Corrosion bactérienne – bactéries de la corrosion*. 2^e édition. Paris : Techniques et documentation Lavoisier. 262 p.

CLARK, R.M., GRAYMAN, W.M., GOODRICH, J.A., DEININGER, R.A. et HESS, A.F. (1991). "Field-testing distribution water quality models". *Journal of American Water Works Association*. 83 :7. 67-75.

CLARK, R.M., GOODRICH, J.A. et WYMER, L.J. (1993). "Effect of the distribution system on drinking-water quality". *Aqua*. 42 :1. 30-38.

CLARK, R.M. (1994). "Modelling water quality changes and contaminant propagation in drinking water distribution systems : a US perspective". *Aqua*. 43 :3. 133-143.

CLARK, R.M., ROSSMAN, L.A. et WYMER, L.J. (1995). "Modeling distribution system water quality : regulatory implications". *Journal of Water Resources Planning and Management*. 121 :6. 423-428.

COUCKE, D., LESSIRARD, L., POLLET, B. et SOUKATCHOFF, P. (1997). "Incidence des matériaux sur la qualité de l'eau : cas des canalisations à base de liants hydrauliques". *Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural*. No.5. 38-45.

DEININGER, R.A., CLARK, R.M., HESS, A.F. et BERNSTAM, E.V. (1992). "Animation and visualization of water quality in distribution systems". *Journal of American Water Works Association*. 84 :7. 48-52.

DESJARDINS, R., JUTRAS, L. et PRÉVOST, M. (1997). "Évolution de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution de la ville de Montréal". *Revue des Sciences de l'Eau*. No. 2. 167-184.

DOUGLAS, B.D., MERRILL, D.T. et CATLIN, J.O. (1996). "Water quality deterioration from corrosion of cement-mortar linings". *Journal of American Water Works Association*. 88 :7. 99-107.

ELTON, A., BRAMMER, L.F. et TANSLEY, N.S. (1995). "Water quality modeling in distribution networks". *Journal of American Water Works Association*. 87 :7. 44-52.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1997). "National primary drinking water regulations : Interim enhanced surface water treatment rule notice of data availability". *Federal Register*. Fichier informatique. URL <http://www.epa.gov/fedrgstr/EPA-WATER/1997/November/Day-03/w28747.htm>.

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE INC. (1998). *About GIS*. Fichier informatique. URL <http://www.esri.com/library/gis/abtgis.html>.

GATEL, D., HENRIET, C., BRAEKMAN, T., SERVAIS, P., MARET, A. et CAVARD, J. (1996). Impact of reservoirs on drinking water quality. *Compte-rendus de la Conf. AWWA WQTC*, Boston, Ma.

GAURIAU, G. et DEVAUCHELLE, V. (1996). "La maîtrise des réseaux de distribution d'eau potable. Valorisation avancée des débits acquis en continu". *Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural*. No.2. 121-126.

GAUTHIER, V., BESNER, M.-C., BARBEAU, B., MILLETTE, R. et PRÉVOST, M. (1999a). Combining hydraulic modeling and operational data to understand chlorine decay in a distribution system. *Compte-rendus de la Conf. ASCE Water Resources Planning and Management*, Tempe, Az. CD-ROM.

GAUTHIER, V., GÉRARD, B., PORTAL, J.-M., BLOCK, J.-C. et GATEL, D. (1999b). "Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system". *Water Research*. 33 :4. 1014-1026.

GRAYMAN, W.M. et CLARK, R.M. (1993). "Using computer models to determine the effect of storage on water quality". *Journal of American Water Works Association*. 85 :7. 67-77.

GROUPE DE TRAVAIL AGHTM/CRECEP/DGS. (1998). "Matériaux des installations de distribution d'eaux destinées à la consommation humaine". *Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural*. No.11. 17-64.

HAAS, C.N., MEYER, M.A. et PALLER, M.S. (1983). "Microbial alterations in water distribution systems and their relationship to physical-chemical characteristics". *Journal of American Water Works Association*. 75 :9. 475-481.

HAAS, C.N. (1999). "Benefits of using a disinfectant residual". *Journal of American Water Works Association*. 91 :1. 65-69.

HABIBIAN, A. (1992). "Developing and utilizing data bases for water main rehabilitation". *Journal of American Water Works Association*. 84 :7. 75-79.

HERSON, D.S., MARSHALL, D.R., BAKER, K.H. et VICTOREEN, H.T. (1991). "Association of microorganisms with surfaces in distribution systems". *Journal of American Water Works Association*. 83 :7. 103-106.

HOLSEN, T.M., KWANG PARK, J., JENKINS, D. et SELLECK, R.E. (1991). "Contamination of potable water by permeation of plastic pipe". *Journal of American Water Works Association*. 83 :8. 53-56.

HOLT, D.M., GAUTHIER, V., MERLET, N. et BLOCK, J.C. (1998). "Importance of disinfectant demand of materials for maintaining residuals in drinking water distribution systems". *Water Supply - IWSA*, 16 :3. 181-193.

JADAS-HÉCART, A., EL MORER, A., STITOU, M., BOUILLOT, P. et LEGUBE, B. (1992). "Modélisation de la demande en chlore d'une eau traitée". *Water Research*. 26 :8. 1073-1084.

JENTGEN, L.A. et WEHMEYER, M.G. (1994). "SCADA trends and integration perspectives". *Journal of American Water Works Association*. 86 :7. 44-53.

KAUFMAN, M.M. et WURTZ, M. (1998). "Small system maintenance management using GIS". *Journal of American Water Works Association*. 90 :8. 70-76.

KENNEDY, M.S., MOEGLING, S., SARIKELLE, S. et SURAVALLOP, K. (1993). "Assessing the effects of storage tank design on water quality". *Journal of American Water Works Association*. 85 :7. 78-88.

KERNEÏS, A., NAKACHE, F., DEGUIN, A. et FEINBERG, M. (1995). "The effects of water residence time on the biological quality in a distribution network". *Water Research*. 29 :7. 1719-1727.

KIÉNÉ, L., LU, W. et LÉVI, Y. (1998). "Relative importance of the phenomena responsible for chlorine decay in drinking water distribution systems". *Water Science and Technology*. 38 :6. 219-227.

LAU, Y.L. et LIU, D. (1993). "Effect of flow rate on biofilm accumulation in open channels". *Water Research*. 27 :3. 355-360.

LAURENT, P., SERVAIS, P., PRÉVOST, M., GATEL, D. et CLÉMENT, B. (1997). "Testing the SANCHO model on distribution systems". *Journal of American Water Works Association*. 89 :7. 92-103.

LECHEVALLIER, M.W., BABCOCK, T.M. et LEE, R.G. (1987). "Examination and characterization of distribution system biofilms". *Applied and Environmental Microbiology*. 53. 2714-2724.

LECHEVALLIER, M.W. (1990). "Coliform regrowth in drinking water : A review". *Journal of American Water Works Association*. 82 :11. 74-86.

LECHEVALLIER, M.W., LOWRY, C.D. et LEE, R.G. (1990). "Disinfecting biofilms in a model distribution system". *Journal of American Water Works Association*. 82 :7. 87-99.

LECHEVALLIER, M.W., LOWRY, C.D., LEE, R.G. et GIBBON, D.L. (1993). "Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria". *Journal of American Water Works Association*. 85 :7. 111-123.

LECHEVALLIER, M.W., WELCH, N.J. et SMITH, D.B. (1996). "Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water". *Applied and environmental microbiology*. 62 :7. 2201-2211.

LECHEVALLIER, M.W. (1999). "The case for maintaining a disinfectant residual". *Journal of American Water Works Association*. 91 :1. 86-94.

LEE, S.H., O'CONNOR, J.T. et BANERJI, S.K. (1980). "Biologically mediated corrosion and its effects on water quality in distribution systems". *Journal of American Water Works Association*. 72 :11. 636-645.

LEI, J. et SAEGROV, S. (1998). "Statistical approach for describing failures and lifetimes of water mains". *Water Science and Technology*. 38 :6. 209-217.

LÉVI, Y. (1995). "Les paramètres influençant le développement des germes dans les réseaux d'eau potable". *Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural*. No. 3. 240-245.

LU, C., BISWAS, P. et CLARK, R.M. (1995). "Simultaneous transport of substrates, disinfectants and microorganisms in water pipes". *Water Research*. 29 :3. 881-894.

LU, W., KIÉNÉ, L. et LÉVI, Y. (1999). "Chlorine demand of biofilms in water distribution systems". *Water Research*. 33 :3. 827-835.

LUXHOJ, J.T. et TAO, P.C. (1994). "Knowledge-based systems for maintenance". *Journal of American Water Works Association*. 86 :7. 54-61.

MALCOM PIRNIE & HDR ENGINEERING. (1991). *Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water using surface water sources*. AWWA, Denver, Co.

MATHIEU, L., PAQUIN, J.L., BLOCK, J.C., RANDON, G., MAILLARD, J. et REASONER, D. (1992). "Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution". *Revue des Sciences de l'Eau*. No. 5. 91-112.

MAUL, A., VAGOST, D., et BLOCK, J.C. (1989). *Stratégies d'échantillonnage pour analyse microbiologique sur réseaux de distribution d'eau – Méthodes et programmes informatiques*. Paris : Technique et documentation Lavoisier. 115 p.

MCGHEE, T.J. (1991). *Water supply and sewerage*. 6^e édition. McGraw-Hill, Inc. 602 p.

MICHIGAN DEPARTMENT OF PUBLIC HEALTH. (1995). *Cross connection rules manual*. 2^e édition. Fichier informatique. URL <http://home.sprynet.com/sprynet/geraldf/intrhist.htm>.

MONTIEL, A. et WELTÉ, B. (1995). "Nettoyage et désinfection obligatoires après intervention". *Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural*. No. 3. 246-249.

ORMSBEE, L.E. et LINGIREDDY, S. (1997). "Calibrating hydraulic network models". *Journal of American Water Works Association*. 89 :2. 42-50.

PIZZI, N. (1996). "Optimizing distribution system operations". *Opflow – American Water Works Association*. 22 :11. 1-6.

PRÉVOST, M., ROMPRÉ, A., COALLIER, J., SERVAIS, P., LAURENT, P., CLÉMENT, P. et LAFRANCE, P. (1998). "Suspended bacterial biomass and activity in full-scale drinking water distribution systems : impact of water treatment". *Water Research*. 32 :5. 1393-1406.

PURVES, A.J. et LEE CESARIO, A. (1993). "Computer applications in the water industry". *Journal of American Water Works Association*. 85 :4. 129-130.

REILLY, J.K. et KIPPIN, J.S. (1983). "Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems". *Journal of American Water Works Association*. 75 :6. 309-312.

RIGAL, S. et GODET, J.L. (1997). "Évaluation de l'inertie des matériaux organiques. Étude de leur comportement vis-à-vis de l'eau potable". *Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural*. No. 5. 31-37.

ROMPRÉ, A., PRÉVOST, M., BRISEBOIS, P., LAVOIE, J. et LAFRANCE, P. (1997). "L'application de stratégies de contrôle de la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau potable". *Comptes-rendus de Infra '97 – La semaine des infrastructures urbaines, Palais des Congrès de Montréal (24-28 nov.)*. Montréal : Centre d'expertise et de recherche en infrastructures urbaines. CD-ROM.

ROMPRÉ, A., PRÉVOST, M., COALLIER, J. et SERVAIS, P. (1998). "Impact of reducing biodegradable organic matter on fixed and suspended biomass in distribution systems". *Microbial impact of biological filtration*. AWWA Research Foundation et AWWA, Denver, Co. 121 p.

ROSSMAN, L.A., BOULOS, P.F. et ALTMAN, T. (1993). "Discrete volume-element method for network water-quality models". *Journal of Water Resources Planning and Management*. 119 :5. 505-517.

ROSSMAN, L.A. (1994). *EPANET – Users manual*. EPA-600/r-94/057. USEPA Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati.

ROSSMAN, L.A., CLARK, R.M. et GRAYMAN, W.M. (1994). "Modeling chlorine residuals in drinking-water distribution systems". *Journal of Environmental Engineering*. 120 :4. 803-820.

ROSSMAN, L.A., UBER, J.G. et GRAYMAN, W.M. (1995). "Modeling disinfectant residuals in drinking water storage tanks". *Journal of Environmental Engineering*. 121 :10. 752-755.

ROSSMAN, L.A. et BOULOS, P.F. (1996). "Numerical methods for modeling water quality in distribution systems : A comparison". *Journal of Water Resources Planning and Management*. 122 :2. 137-146.

SADIKI, A-I, WILLIAMS, D.T., CARRIER, R. et THOMAS, B. (1996). "Pilot study on the contamination of drinking water by organotin compounds from PVC materials". *Chemosphere*. 32 :12. 2389-2398.

SANDER, A., BERGHULT, B., AHLBERG, E., ELFSTRÖM BROO, A., LIND JOHANSSON, E. et HEDBERG, T. (1997). "Iron corrosion in drinking water distribution systems – Surface complexation aspects". *Corrosion Science*. 39 :1. 77-93.

SCHOCK, M.R. (1990). Internal corrosion and deposition control. *Water quality and treatment*. 4^e édition. New-York : McGraw-Hill, Inc. 997-1111.

SCHULTE, A.M. et MALM, A.P. (1993). "Integrating hydraulic modeling and SCADA systems for system planning and control". *Journal of American Water Works Association*. 85 :7. 62-66.

SERVAIS, P., BILLEN, G., LAURENT, P., LÉVI, Y. et RANDON, G. (1992). "Studies of BDOC and bacterial dynamics in the drinking water distribution system of the Northern Parisian Suburbs". *Revue des Sciences de l'Eau*. No.5. 69-89.

SHAMIR, U. et HOWARD, C.D.D. (1979). "An analytic approach to scheduling pipe replacement". *Journal of American Water Works Association*. 71 :5. 248-258.

TANSLEY, N.S. et BRAMMER, L.F. (1993). Chlorine residual modeling in distribution: the improvement of taste and the maintenance of effective disinfection. Comptes-rendus de la Conf. "Computer applications for water supply and distribution", De Montford University, Leicester, 7-9 Sept.

TRUSSELL, R.R. (1999). "Safeguarding distribution system integrity". *Journal of American Water Works Association*. 91 :1. 46-54.

TUOVINEN, O.H., BUTTON, K.S., VUORINEN, A., CARLSON, L., MAIR, D.M. et YUT, L.A. (1980). "Bacterial, chemical and mineralogical characteristics of tubercles

in distribution pipelines". *Journal of American Water Works Association*. 72 :11. 626-635.

U.S. GEOLOGICAL SURVEY. (1997). *Geographic information systems*. Fichier informatique. URL <http://www.usgs.gov/research/gis/title.html>.

VAN DER WENDE, E., CHARACKLIS, W.G. et SMITH, D.B. (1989). "Biofilms and bacterial drinking water quality". *Water Research*. 23 :10. 1313-1322.

VAN DER KOOLJ, D. (1992). "Assimilable organic carbon as an indicator of bacterial regrowth". *Journal of American Water Works Association*. 84 :2. 57-65.

VAN DER KOOLJ, D., VAN LIEVERLOO, J.H.M., SCHELLART, J. et HIEMSTRA, P. (1999). "Maintaining quality without a disinfectant residual". *Journal of American Water Works Association*. 91 :1. 55-64.

VASCONCELOS, J.J., ROSSMAN, L.A., GRAYMAN, W.M., BOULOS, P.F. et CLARK, R.M. (1997). "Kinetics of chlorine decay". *Journal of American Water Works Association*. 89 :7. 54-65.

VILLE DE MONTRÉAL, SERVICE DES TRAVAUX PUBLICS. *L'eau a une source*. (sans date de publication).

VOLK, C. et JORET, J.-C. (1994). "Paramètres prédictifs de l'apparition des coliformes dans les réseaux de distribution d'eau d'alimentation". *Revue des Sciences de l'Eau*. No. 7. 131-152.

ANNEXE A :
LOCALISATION GÉOGRAPHIQUE DU RÉSEAU
ET DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE



Figure A.1 : Localisation géographique du réseau à l'étude selon les zones de pression (MADSIG)

Légende : bleu foncé = zone 3; bleu pâle = zone 3 supprimée;

jaune = zone 4; rouge = zone 5

Tableau A.1 : Description physique et modélisée des stations d'échantillonnage

STATION D'ÉCHANTILLONNAGE	ADRESSE	LOCALISATION EPANET	
		INTERSECTION RUES	NŒUDS
ZONE 3 :			
McIntyre Medical Sciences Building	3655 rue Drummond	Avenue des Pins et rue Drummond	220
Réservoir McTavish	815 avenue Docteur Penfield	Réservoir	560
Réservoir Vincent d'Indy	100 avenue Vincent d'Indy, Outremont	Boulevard Mont-Royal et avenue Vincent d'Indy (sortie de la station de pompage)	656
UDM Pavillon 520	520 chemin de la Côte-Ste-Catherine, Outremont	Chemin de la Côte-Ste-Catherine et avenue Pagnuelo	196
Hôpital Ste-Justine	3175 chemin de la Côte-Ste-Catherine	Chemin de la Côte-Ste-Catherine et chemin Hudson	186
Bibliothèque Botrel	3755 rue Botrel	Rue Botrel, au sud de l'avenue Notre-Dame-de-Grâce	111
Spanish Portuguese Congregation	4895 avenue St-Kevin	Avenue St-Kevin et rue Lemieux	479
Congrégation Notre-Dame	4873 avenue Westmount, Westmount	Avenue Westmount et avenue Victoria	528
ZONE 4 :			
Pavillon Jean XXIII	4300 chemin de la Reine-Marie	Cedar Crescent et chemin Kingston	5090
Réservoir Côte-des-Neiges	4160 chemin de la Côte-des-Neiges	Station de pompage CDN, en aval des pompes vers Rés. Sommet	5028
Hôpital Schriners	1529 avenue Cedar	Avenue Cedar et Hôpital	5106
UDM Pavillon Direction des Immeubles	2777 rue de la Rampe	Parc du Mont-Royal, derrière École Polytechnique	5180
Réservoir du Sommet	Parc du Mont-Royal	Réservoir (entrée/sortie)	6000
ZONE 5 :			
Restaurant Chalet de la Montagne	Parc du Mont-Royal	Parc du Mont-Royal	5186
Oratoire St-Joseph	3800 chemin de la Reine-Marie	Summit Crescent et avenue Devon	5190
Réservoir de la Montagne	Parc du Mont-Royal	Réservoir (entrée/sortie)	5210

ANNEXE B :
DONNÉES UTILISÉES POUR LES FIGURES PRÉSENTÉES
DANS L'ARTICLE SCIENTIFIQUE
(CHAPITRE 4)

Données utilisées pour la figure 4.8: *Percentage of samples with total coliforms ≥ 1 CFU/100 ml and heterotrophic bacteria counts ≥ 10 CFU/ml (network and treatment plants) according to water temperature*

Tableau B.1 : Pourcentage d'analyses avec coliformes totaux ≥ 1 UFC/100 ml en fonction de la température

Classe de température (°C)	Nombre d'analyses de coliformes totaux	Nombre d'analyses avec coli totaux ≥ 1 UFC/100 ml	Pourcentage d'analyses avec coli totaux ≥ 1 UFC/100 ml
0,0 à 2,5	516	0	0,0
2,6 à 5,0	361	0	0,0
5,1 à 7,5	193	0	0,0
7,6 à 10,0	194	0	0,0
10,1 à 12,5	152	1	0,7
12,6 à 15,0	169	1	0,6
15,1 à 17,5	231	2	0,9
17,6 à 20,0	235	5	2,1
20,1 à 22,5	384	16	4,2
22,6 à 25,0	188	8	4,3
25,1 à 27,5	3	0	0,0

Tableau B.2 : Pourcentage d'analyses en réseau avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la température

Classe de température (°C)	Nombre d'analyses de BHA en réseau	Nombre d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml	Pourcentage d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml
0,0 à 2,5	517	43	8,3
2,6 à 5,0	361	37	10,2
5,1 à 7,5	193	18	9,3
7,6 à 10,0	194	15	7,7
10,1 à 12,5	152	11	7,2
12,6 à 15,0	169	15	8,9
15,1 à 17,5	232	27	11,6
17,6 à 20,0	235	33	14,0
20,1 à 22,5	384	33	8,6
22,6 à 25,0	188	11	5,9
25,1 à 27,5	3	0	0,0

Tableau B.3 : Pourcentage d'analyses aux usines de traitement avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la température

Classe de température (°C)	Nombre d'analyses de BHA aux deux usines de traitement	Nombre d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml	Pourcentage d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml
0,0 à 2,5	98	10	10,2
2,6 à 5,0	23	3	13,0
5,1 à 7,5	15	0	0,0
7,6 à 10,0	25	0	0,0
10,1 à 12,5	11	0	0,0
12,6 à 15,0	15	0	0,0
15,1 à 17,5	20	0	0,0
17,6 à 20,0	31	0	0,0
20,1 à 22,5	39	0	0,0
22,6 à 25,0	26	0	0,0
25,1 à 27,5	0	0	0,0

Données utilisées pour la figure 4.9: *Percentage of samples with total coliforms according to free chlorine concentrations*

Tableau B.4 : Pourcentage d'analyses avec coliformes totaux ≥ 1 UFC/100 ml en fonction du chlore libre

Classe de concentrations de chlore libre (mg/L)	Nombre d'analyses de coliformes totaux	Nombre d'analyses avec coli totaux ≥ 1 UFC/100 ml	Pourcentage d'analyses avec coli totaux ≥ 1 UFC/100 ml
< 0,01	46	2	4,3
0,01 à 0,05	433	16	3,7
0,06 à 0,10	246	3	1,2
0,11 à 0,15	281	0	0,0
0,16 à 0,20	309	2	0,6
0,21 à 0,25	214	1	0,5
0,26 à 0,30	263	0	0,0
0,31 à 0,35	177	1	0,6
0,36 à 0,40	137	0	0,0
0,41 à 0,45	100	0	0,0
0,46 à 0,50	109	0	0,0
0,51 à 0,55	76	1	1,3
0,56 à 0,60	65	2	3,1
0,61 à 0,65	41	1	2,4
0,66 à 0,70	51	1	2,0
0,71 à 0,75	31	1	3,2
0,76 à 0,80	16	2	12,5
0,81 à 0,85	7	0	0,0
0,86 à 0,90	1	0	0,0
0,91 à 0,95	2	0	0,0
0,96 à 1,00	2	0	0,0
> 1,01	2	0	0,0

Données utilisées pour la figure 4.10: *Percentage of samples with heterotrophic plate counts ≥ 10 CFU/ml with respect to total chlorine and free chlorine concentrations*

Tableau B.5 : Pourcentage d'analyses en réseau avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la concentration de chlore total

Classe de concentrations de chlore total (mg/L)	Nombre d'analyses de BHA en réseau	Nombre d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml	Pourcentage d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml
< 0,01	0	0	0,0
0,01 à 0,05	21	2	9,5
0,06 à 0,10	121	17	14,0
0,11 à 0,15	214	47	22,0
0,16 à 0,20	210	31	14,8
0,21 à 0,25	238	32	13,4
0,26 à 0,30	310	36	11,6
0,31 à 0,35	266	24	9,0
0,36 à 0,40	219	13	5,9
0,41 à 0,45	218	10	4,6
0,46 à 0,50	160	3	1,9
0,51 à 0,55	139	8	5,8
0,56 à 0,60	99	7	7,1
0,61 à 0,65	95	5	5,3
0,66 à 0,70	76	2	2,6
0,71 à 0,75	65	1	1,5
0,76 à 0,80	42	2	4,8
0,81 à 0,85	58	1	1,7
0,86 à 0,90	30	0	0,0
0,91 à 0,95	17	0	0,0
0,96 à 1,00	4	0	0,0
> 1,01	8	0	0,0

Tableau B.6 : Pourcentage d'analyses en réseau avec BHA ≥ 10 UFC/ml en fonction de la concentration de chlore libre

Classe de concentrations de chlore libre (mg/L)	Nombre d'analyses de BHA en réseau	Nombre d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml	Pourcentage d'analyses avec BHA ≥ 10 UFC/ml
< 0,01	46	8	17,4
0,01 à 0,05	433	80	18,5
0,06 à 0,10	246	36	14,6
0,11 à 0,15	281	29	10,3
0,16 à 0,20	309	30	9,7
0,21 à 0,25	214	15	7,0
0,26 à 0,30	263	13	4,9
0,31 à 0,35	177	4	2,3
0,36 à 0,40	137	8	5,8
0,41 à 0,45	100	5	5,0
0,46 à 0,50	109	8	7,3
0,51 à 0,55	76	2	2,6
0,56 à 0,60	65	0	0,0
0,61 à 0,65	41	3	7,3
0,66 à 0,70	51	0	0,0
0,71 à 0,75	31	0	0,0
0,76 à 0,80	16	0	0,0
0,81 à 0,85	7	0	0,0
0,86 à 0,90	1	0	0,0
0,91 à 0,95	2	0	0,0
0,96 à 1,00	2	0	0,0
> 1,01	2	0	0,0

Données utilisées pour la figure 4.11: *Pipe breaks and fraction of network length with respect to year of installation and material*

Tableau B.7 : Bris de conduites en fonction de l'année d'installation et du matériau de fabrication

Année d'installation	Matériau	Nombre de bris	Longueur totale des conduites (km)	Pourcentage de la longueur totale du réseau	Nombre de bris / 10 km
<1900	Fonte grise	4	10,2	7,4	3,9
1901-1910	Fonte grise	3	15,0	10,8	2,0
1911-1920	Fonte grise	9	23,4	16,9	3,8
1921-1930	Fonte grise	4	22,1	16,0	1,8
1931-1940	Fonte grise	5	18,7	13,5	2,7
1941-1950	Fonte grise	7	11,7	8,5	6,0
1951-1962	Fonte grise	9	22,9	16,6	3,9
1963-1974	Fonte ductile	6	6,4	4,6	9,4
1975-1985	Fonte ductile recouverte de ciment	0	1,9	1,4	0,0
1986-1996	Fonte ductile recouverte de ciment	2	5,9	4,3	3,4

Données utilisées pour la figure 4.12: *Occurrence of pipe breaks and fraction of network length with respect to maximal water pressure*

Tableau B.8 : Bris de conduites en fonction de la pression d'eau maximale

Plage de pression (psi)	Nombre de bris	Nombre de noeuds	Longueur de conduites correspondante (0,16 km/nœud)	Pourcentage de la longueur totale du réseau	Nombre de bris / 10 km
0 à 20	0	43	7,1	5,0	0,0
21 à 40	0	22	3,6	2,6	0,0
41 à 60	2	118	19,4	13,8	1,0
61 à 80	9	211	34,7	24,6	2,6
81 à 100	12	227	37,3	26,5	3,2
101 à 120	19	178	29,3	20,7	6,5
121 à 140	5	56	9,2	6,5	5,4
141 à 160	0	3	0,5	0,3	0,0

ANNEXE C :
DÉTAILS RELATIFS AUX ÉPISODES POSITIFS DE COLIFORMES
DANS LES ZONES 3-4-5

Tableau C.1 : Épisodes d'apparition de coliformes (janvier 1995 à septembre 1998)

LIEU	ANNÉE /DATE	COLI TOTAUX (UFC/100ml)	TEMPÉRATURE DE L'EAU (°C)	CHLORE LIBRE (mg/L)	BHA (UFC/ml)
McTavish	1995-15 août	7	25	0,56	1
	1996-27 août	1	23	0,65	2
	1997-12 août	3	23	0,59	0,01
	1998-11 août	1	25	0,68	0,01
	1998-18 août	225	24	0,73	4
	1998-25 août	1	23	0,78	0,01
	1998-22 sept	3	21	0,78	0,01
McIntyre	1996-20 août	1	24	0,53	0,01
Ste-Justine	1995-24 oct.	1	15	0,17	0,01
Botrel	1995-30 juin	13	20	0,01	3
	1995-13 juil	103	21	0,01	6
	1995-27 juil	6	22	0,02	16
	1995-23 août	2	24	0,02	9
	1997-17 juil	8	20	0,03	19
	1997-23 juil	44	21	0,01	5
	1997-5 nov.	1	12	0,08	3
	1998-23 juil	8	23	0,01	10
	1998-30 juil	15	22	0,03	16
Spanish Cong.	1995-5 oct.	1	17	0,33	3
Sommet	1995-11 juil	2	21	0,00	130
	1995-8 août	1	25	0,01	1
Poly	1996-23 juil	1	20	0,01	2

Tableau C.1 : Épisodes d'apparition de coliformes (janvier 1995 à septembre 1998)

(suite...)

Schriners	1995-5 juil	1	21	0,06	1
	1997-29 juil	1	21	0,00	1
	1998-14 juil	1	20	0,02	0,01
Jean XXIII	1995-11 juil	1	21	0,03	15
	1995-18 juil	2	21	0,02	36
	1995-8 août	18	22	0,01	32
	1995-22 août	2	23	0,02	20
	1995-29 août	103	22	0,02	52
	1997-26 août	1	21	0,22	4
Chalet Montagne	1997-2 juil	1	19	0,10	13
Oratoire	1998-16 juin	1	17	0,16	12

ANNEXE D :
CONSOMMATION DU CHLORE LIBRE
EN FONCTION DE LA TEMPÉRATURE DE L'EAU
(ZONE 3)

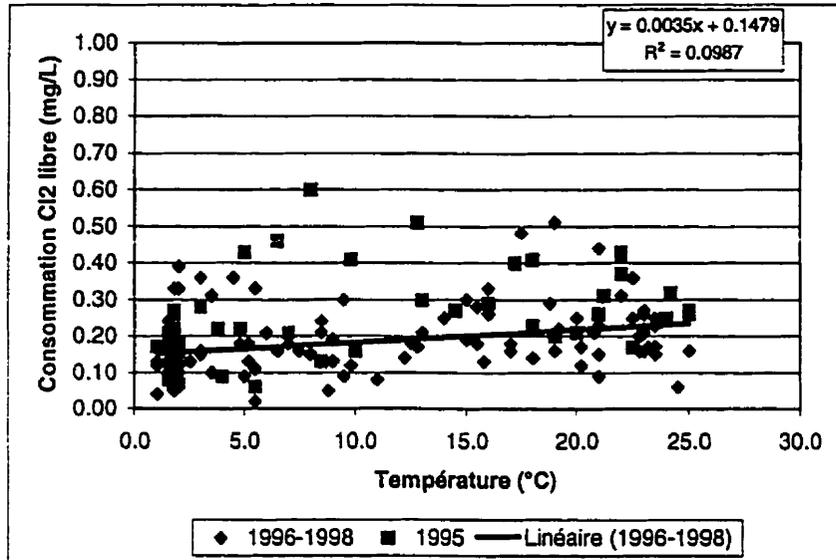


Figure D.1 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *McIntyre Medical Sciences Building* (1997 – les débits de Vincent d'Indy vers CDN ne sont pas considérés)

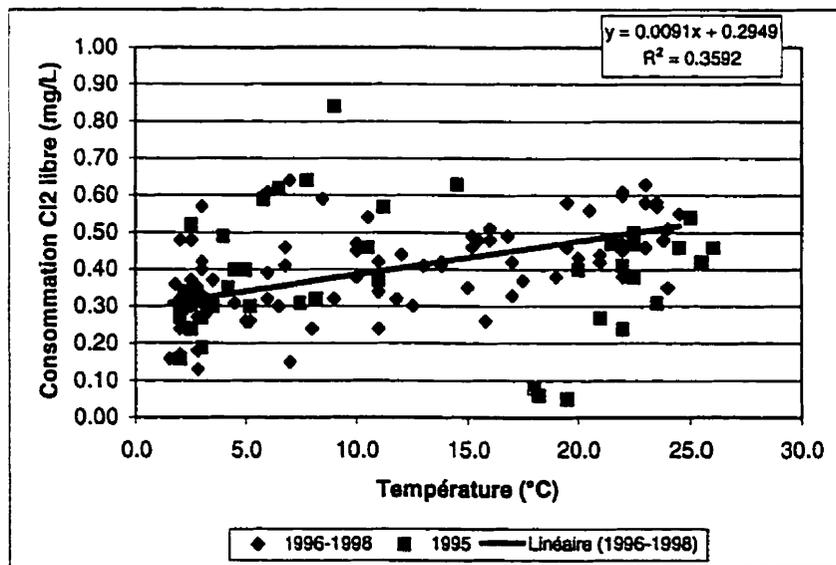


Figure D.2 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *Réservoir Vincent d'Indy*

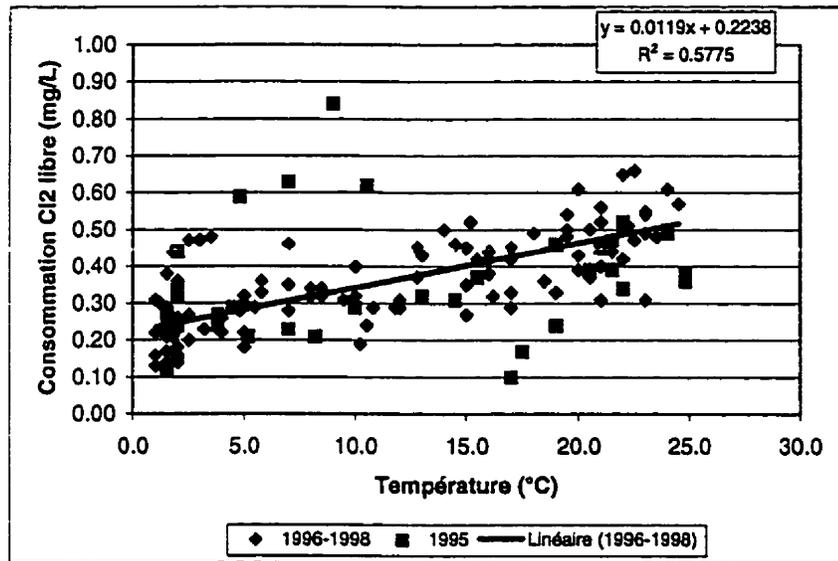


Figure D.3 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *UDM-Pavillon 520*

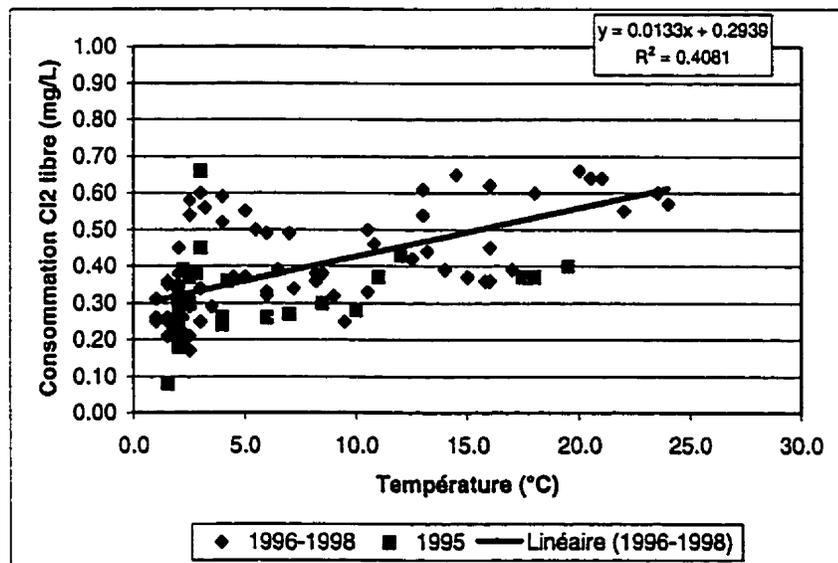


Figure D.4 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *Bibliothèque Botrel*

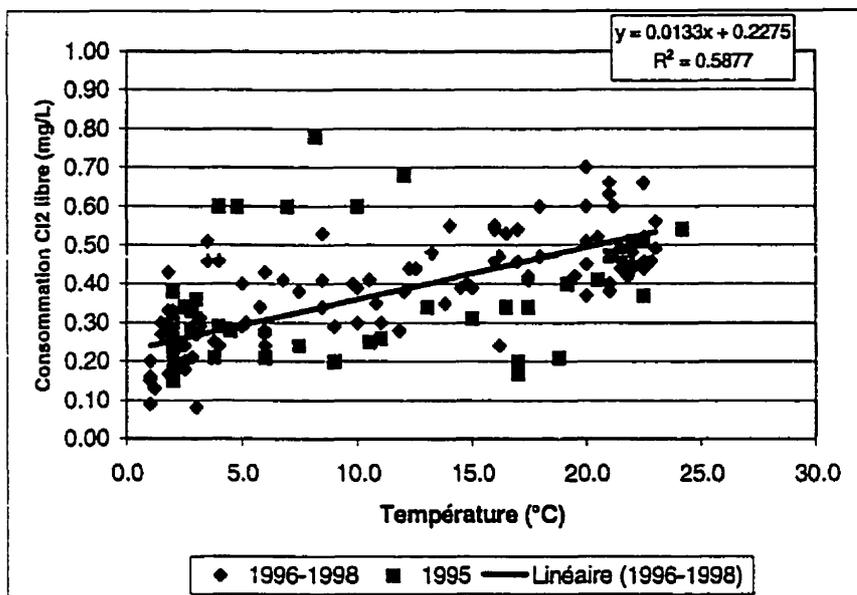


Figure D.5 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *Spanish Portuguese Congregation*

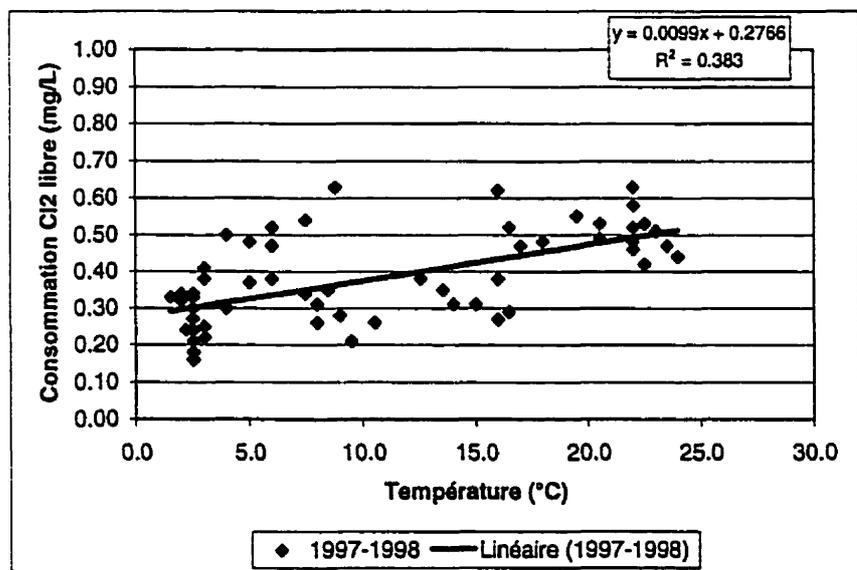


Figure D.6 : Consommation du chlore libre en fonction de la température de l'eau à la station d'échantillonnage *Congrégation Notre-Dame*