

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**INFLUENCE DU RÉSERVOIR MCTAVISH SUR LA QUALITÉ DE L'EAU POTABLE
DANS LE RÉSEAU DE DISTRIBUTION DE LA VILLE DE MONTRÉAL**

**JULIE CHEVALIER
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
FÉVRIER 2001**

© Julie Chevalier, 2001



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

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

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

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

Your file Votre référence

Our file Notre référence

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

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

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

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

0-612-60891-3

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTREAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

INFLUENCE DU RÉSERVOIR MCTAVISH SUR LA QUALITÉ DE L'EAU POTABLE
DANS LE RÉSEAU DE DISTRIBUTION DE LA VILLE DE MONTRÉAL

présenté par : CHEVALIER Julie

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

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

M. BRIÈRE François G., M.E., président

M. DESJARDINS Raymond, M. Ing., membre et directeur de recherche

M. GAUTHIER Vincent, Ph. D., membre et codirecteur

M. LAFRANCE Pierre, M.Sc.A., membre

Remerciements

Je désire profiter de l'occasion qui m'est donnée pour remercier toutes les personnes qui m'ont apporté un grand soutien lors de la phase expérimentale et la rédaction de ce mémoire.

Je tiens, tout d'abord, à remercier mon directeur de recherche M. Raymond Desjardins, professeur à la Chaire Industrielle CRSNG en eau potable, pour son soutien moral et la grande confiance qu'il m'a accordée. Je tiens à exprimer ma reconnaissance à M. Vincent Gauthier, chercheur invité, pour sa disponibilité, son apport scientifique à la réalisation de ce projet et à la rédaction du mémoire. Des remerciements sont également adressés à M. Benoit Barbeau, associé de recherche à la Chaire en eau potable, pour ses bons conseils, son intérêt et son apport scientifique tout au long de ce projet.

Je voudrais également remercier M. Robert Millette, ingénieur à la ville de Montréal, de son intérêt pour le projet et pour sa rapidité d'interventions auprès des intervenants de la ville de Montréal pour la réalisation d'étapes importantes dans l'avancement du projet.

Merci à M. Denis Allard pour l'installation et la mise en marche des équipements hydrauliques au réservoir lors du démarrage du projet. Un gros merci à Sylviane Desautels et particulièrement à Patrice Simard pour leurs participations actives aux différentes campagnes d'échantillonnage. Merci à Julie Phillibert, Jacinthe Mailly et Josée Coallier pour leur aide et judicieux conseils sur les techniques de laboratoire.

Merci à toute l'équipe et plus particulièrement à Anouk Desjardins et Karine Julienne pour leurs amitiés et leurs encouragements dans les moments difficiles.

J'aimerais également remercier le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie (CRSNG) et les partenaires de la Chaire Industrielle en eau Potable pour le financement de ce projet.

Un remerciement sincère à ma sœur, mon père et ma mère pour m'avoir encouragée durant mes deux années de maîtrise et également pour leurs supports financiers. Un gros merci!

Finalement, je tiens à remercier M. Pierre Lafrance et François Brière pour avoir accepté de juger ce mémoire.

Résumé

Le contrôle de la qualité bactériologique de l'eau potable est essentiel pour s'assurer que la consommation d'eau ne risque pas d'affecter la santé des consommateurs. Cette préoccupation est devenue encore plus vive au Canada depuis les événements survenus à Walkerton (Ontario) en mai 2000. Il est donc important de déterminer les causes des épisodes positifs en coliformes totaux survenant à l'intérieur d'un réseau de distribution même si les concentrations se situent bien en dessous du seuil réglementaire actuel de 10 UFC/100mL.

Or, depuis quelques années, on détecte régulièrement des coliformes totaux à la sortie du réservoir McTavish et ce occasionnellement à des concentrations supérieures aux concentrations maximales acceptables. Ces épisodes surviennent surtout l'été (juin à septembre) lorsque la température de l'eau est supérieure à 20°C. Il s'avérerait donc important de connaître et de comprendre les causes liées à la présence de ces organismes à la sortie du réservoir.

Le but principal du projet est donc d'identifier l'origine de ces coliformes totaux à la sortie du réservoir McTavish et d'évaluer leur impact sur la qualité de l'eau distribuée. Ce projet a été divisé en trois parties soit (a) une caractérisation hydraulique du réservoir, (b) une caractérisation physico-chimique et bactériologique de la qualité de l'eau à différents points du réservoir et (c) l'identification de l'origine des coliformes et une caractérisation de l'inactivation de ces micro-organismes

a) La caractérisation hydraulique avait pour but principalement d'identifier les conduites d'entrée et de sortie du réservoir, de connaître l'apport en débit de chacune des entrées et le temps de séjour moyen de l'eau à l'intérieur du réservoir. Pour cette étude, on a installé un débitmètre aux 5 entrées du réservoir. L'analyse des débits montre que la conduite 60" est l'entrée principale du réservoir avec un débit moyen de 5,5 m³/s. Ce débit représente environ 69% du débit total entrant dans le réservoir. Un bilan de masse réalisé sur l'ensemble du réservoir indique que le temps de séjour moyen de l'eau y est de 4 heures 27 minutes.

b) La caractérisation physico-chimique et bactériologique avait pour but de connaître la qualité de l'eau au réservoir et aussi de localiser la source de contamination en coliformes totaux. La connaissance de la qualité de l'eau est réalisée par une mesure régulière de certains paramètres physico-chimiques (chlore résiduel, pH, température, turbidité) et bactériologiques (BHA, coliformes totaux) aux entrées et sorties du réservoir. Les principaux résultats montrent que les paramètres physico-chimiques ne varient pas beaucoup entre l'entrée et la sortie du réservoir et que la concentration en BHA est relativement faible à la sortie (< 2 UFC/ml).

c) La recherche de la source de contamination en coliformes totaux nous a amené, tout d'abord, à réaliser des analyses aux entrées et à l'intérieur du réservoir dans lequel la station de pompage puise son eau. Les résultats nous ont permis de valider l'absence de coliformes totaux détectables en provenance du réservoir. À partir de là, les campagnes d'échantillonnage ont montré que la présence de coliformes à la sortie de la station de pompage était intimement liée au fonctionnement de la pompe. En effet, l'analyse de l'eau à des points situés sur la conduite en amont et en aval des pompes ainsi que sur la volute de la pompe montre des concentrations en coliformes nettement plus élevées à la volute comparativement à l'amont ce qui indique que l'origine des coliformes se situe au niveau de la pompe ou juste en amont. Par ailleurs, des essais réalisés durant des séquences de mise en marche ou d'arrêt momentanées des pompes indiquent la disparition complète de ces organismes lors de l'arrêt de la pompe et une augmentation nette des concentrations en coliformes immédiatement après le redémarrage de la pompe. L'absence de ces organismes à l'aval de la pompe indique une inactivation rapide des coliformes lorsqu'ils entrent en contact avec le chlore libre résiduel dans l'eau. Des essais réalisés sur le site afin d'évaluer la cinétique d'inactivation de ces organismes indiquent un temps d'inactivation de 10 secondes pour un taux de chlore libre moyen mesuré de 0,68 mg/L.

Deux grandes hypothèses ont été émises pour expliquer plus finement l'origine des coliformes détectés aux pompes. D'une part, la source de coliformes serait localisée sur une surface colonisée à l'intérieur ou à proximité de la pompe (tubercules de corrosion, cavité, biofilm) et l'action de la pompe engendrerait des forces de cisaillement sur ce

milieu et provoquerait un décrochement continu de coliformes en fonction du taux de croissance de ces bactéries. D'autre part, le dénombrement de coliformes à la volute de la pompe serait le résultat d'un fractionnement et d'une dispersion de particules lors du passage de l'eau dans la turbine de la pompe.

Plusieurs essais ont donc été réalisés afin de valider ces hypothèses. Un essai de filtration sur le site et des essais avec une pompe à circuit fermé en laboratoire nous ont permis de tester l'hypothèse reliée à la dispersion des particules. L'ouverture de l'une des pompes nous a également permis de vérifier l'hypothèse de la présence de zones colonisées à l'intérieur même de la pompe. Or, aucun de ces essais n'a été concluant. L'investigation de la présence possible d'un biofilm, dans les canalisations à l'amont de la pompe, n'a pas été effectuée car la vérification in situ était difficilement réalisable. On ne peut donc conclure clairement, après cette étude, sur l'origine exacte des coliformes totaux à la sortie (aux pompes) du réservoir McTavish.

Pour terminer, ce projet nous a principalement permis de réaliser et de prendre conscience que les pompes distributrices pourraient être la source d'une "pseudo" contamination à l'intérieur d'un réseau de distribution. Il est donc important de continuer les investigations pour identifier plus finement l'origine exacte des coliformes afin d'optimiser ultérieurement la qualité de l'eau de consommation. Il apparaît important de déterminer, dans un premier temps, si la détection régulière de coliformes totaux aux pompes est seulement attribuable aux conditions retrouvées au réservoir McTavish ou se manifeste également de façon générale sur les autres pompes distributrices d'un réseau de distribution. À partir de tels résultats, il serait alors plus facile d'orienter les futures recherches sur l'origine ou l'élément déclencheur de cette présence en coliformes totaux non fécaux au réservoir McTavish.

En annexe à ce travail est aussi présenté le rapport de stage réalisé dans le cadre de la maîtrise à l'université de Nancy 1 (France) dont le sujet traite de "l'influence d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion.

Abstract

Bacterial quality control of drinking water is essential to make sure that the consumption of water does not result in elevated health risk to the consumer. This concern became an even more important topic of discussion in Canada following the contamination of the water distribution system that happened in Walkerton (Ontario) during the month of May 2000. It's important to determine the causes of coliform occurrence in water distribution systems even if the concentration of such bacteria well below the regulatory threshold value of 10 CFU/100mL which usually correspond to a boiling order notice.

For the past few years, examination of the City of Montreal routine sampling results revealed occasional positive coliform samples at the outlet of the McTavish reservoir and sometimes in concentrations superior to acceptable levels. These situations happen especially during summertime (July to September) when the temperature of the water is equal to or higher than 20°C. It is important to understand the causes leading to the presence of such microorganisms in the water at the reservoir outlet.

The main purpose of this project is to find the origin of the total coliforms measured at the outlet of the McTavish reservoir. This project is divided into two sections, the first one consisting in a hydraulic characterization of the reservoir and the second one, in a physico-chemical and bacteriological characterization of the water at different points (entrance, exits, inside) of the reservoir.

The hydraulic characterization aimed mainly at identifying the reservoir inlets and outlets, to identify the fraction of flow entering each inlet point and the resulting water residence time inside the reservoir. This characterization was based on the installation of flowmeters at the 5 entrances. The flow analysis show that the 60" pipe is the main entrance of the reservoir with an average flow of 5,5 m³/s. This represents about 69% of the total flow entering the reservoir. A mass balance over the whole reservoir indicates that the average water residence time is 4 hours 27 minutes.

The objectives of the physico-chemical and bacteriological characterization were to determine the source of detected coliforms and to evaluate the quality of the water inside the reservoir. Classical parameters (chlorine residual, pH, temperature, turbidity, total coliforms, HPC) have been measured in order to characterize the water quality at the reservoir inlet and outlet. The main results show that the variation of the physico-chemical parameters between the inlet and the outlet is minimal and that the HPC concentration at the outlet is relatively low ($< 2\text{ UFC/mL}$).

Coliforms were tracked in the water at the inlet as well as inside the storage tank compartments located just upstream of the pumping station. Results showed the absence of detectable coliforms in the water and sediments from those two locations. Consequently, samples were taken (i) a few meters upstream from the pumps, (ii) at the pump volute (iii) a few meters downstream from the pumps, during two successive summers (1999 and 2000). It was found that the coliforms detection in the water was closely linked to the operation of the pumps: the concentration of coliforms was significantly higher at the pump's volute than upstream which would indicate that the contamination arose from the pump itself. Moreover, samples taken at the volute during dedicated "on-off" sequences revealed that positive samples could only be collected when the pumps were "on" rising suspicion on the actual pump operation as the source of coliforms. Coliforms were hardly detectable a few meters downstream, and specific batch experiments confirmed the high speed of the kinetic inactivation of these organisms: coliforms were inactivated in 10 seconds with residual chlorine concentration of $0,68\text{ mg/L}$.

Two major hypotheses were emitted to explain the origin of total coliforms in the pump. On one hand, coliforms could be embedded in a colonized surface inside or just upstream the pump (corrosion tubercles, cavity, biofilm) and be released in treated water because of the shear stress on pipes surfaces produced by the pump mechanism. Such a coliform release would depend on the biofilm growthrate. On the other hand, coliforms enumeration at the pump could be the result of a colonized particles, dispersed and divided as water passes through the pump mechanism.

Several tests were done to validate these hypotheses. A filtration test at the reservoir site and some laboratory tests with a pump in a closed circuit were completed to verify the hypotheses of particle dispersal. The opening of one pump was also done to test the potential presence of colonized surfaces inside the pump. However, even after all those tests, the hypotheses are not conclusive and the exact origin of total coliforms found at the outlet of the McTavish reservoir is still unknown although it has been localized to the pump area.

In conclusion, this project increased our awareness that pumping stations could be the source of pseudo-contaminations in a water distribution system. It is therefore important to continue the research related to the origin of coliforms in order to optimize the quality of water destined for human consumption.

Table des matières

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT.....	VIII
TABLE DES MATIÈRES.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES ANNEXES.....	XVII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 Évolution de la qualité de l'eau potable dans un réseau de distribution	6
2.1.1 Origine des bactéries en réseau de distribution	6
2.1.2 Facteurs favorisant la recroissance des bactéries en réseau de distribution	12
2.1.3 Les coliformes	16
2.2 Impact des réservoirs sur la qualité de l'eau potable	21
2.2.1 Origine et nature des bactéries dans un réservoir d'eau potable	21
2.2.2 Facteurs favorisant la recroissance des bactéries dans un réservoir d'eau potable	22
CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION HYDRAULIQUE DU RÉSERVOIR	
MCTAVISH.....	25
3.1 Matériel et méthodes	28
3.1.1 Les Débitmètres	28
3.2. Résultats et discussion	28
3.2.1 Débit aux entrées	28
3.2.2 Bilan de masse du réservoir	32
3.2.3 Bilan de masse du canal d'alimentation et d'aspiration	34

3.2.4 Sens d'écoulement de l'eau dans le réservoir	35
3.3 Conclusion	38

CHAPITRE 4 IMPACT DU RÉSERVOIR SUR LA QUALITÉ DE L'EAU ET

LOCALISATION DE L'ORIGINE DES COLIFORMES	40
4.1 Approches expérimentales	41
4.1.1 Échantillonnage des bassins 1 et 6 du réservoir	42
4.1.2 Échantillonnage du canal d'alimentation et d'aspiration	42
4.1.3 Arrêt et redémarrage d'une pompe	43
4.1.4 Test de dispersion des particules en laboratoire à l'aide d'une pompe en circuit fermé..-	44
4.1.5 Essai de filtration	46
4.1.6 Essai de la cinétique d'inactivation des coliformes	48
4.2 Matériel et Méthodes	49
4.2.1 Matériel d'échantillonnage et méthodes de prélèvements	49
4.2.2 Méthodes analytiques	51
4.2.3 Compteurs de particules	54
4.2.4 Turbidimètre	55
4.3 Résultats et discussion	56
4.3.1 Impact du réservoir sur la qualité de l'eau et localisation de l'origine des coliformes	56
4.3.2 Localisation de l'origine des coliformes totaux et des colonies atypiques.....	73
4.3.3 Hypothèses sur l'origine des coliformes totaux et des colonies atypiques	81
4.3.4 Inactivation des coliformes totaux et des colonies atypiques par l'oxydant .	92
CHAPITRE 5 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	98
BIBLIOGRAPHIE	103
ANNEXES	113

Liste des figures

Figure 2.1: Origine des bactéries dans un réseau de distribution	7
Figure 3.1: Réseau de distribution de la ville de Montréal selon les différentes Zones	25
Figure 3.2: Représentation schématique du réservoir McTavish	26
Figure 3.3: Débit en fonction du temps, entrée 24"O	29
Figure 3.4: Niveau d'eau du réservoir en fonction du temps	30
Figure 3.5: Débit (L/s) en fonction du temps, entrée 48"	31
Figure 3.6: Canal d'aspiration et d'alimentation reliant les bassins 1 et 6 du réservoir	34
Figure 3.7: Mouvement de l'eau à l'intérieur du réservoir Mc Tavish	36
Figure 3.8: Concentration en chlore (mg/L) libre aux différentes sorties lors de la campagne d'échantillonnage du 3 août 1999	37
Figure 4.1: Emplacement des points d'échantillonnage	42
Figure 4.2: Schéma de la procédure d'échantillonnage des pompes 2 et 6 lors des séquences « arrêt / redémarrage »	44
Figure 4.3: Montage en laboratoire - pompe en circuit fermé	45
Figure 4.4: Schéma explicatif de l'hypothèse de la dispersion des particules aux pompes	46
Figure 4.5: Caractérisation microbiologique des particules retenues par le filtre lors des essais de filtration	47
Figure 4.6: Évolution de la concentration en chlore libre aux différentes entrées du réservoir McTavish pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999	57
Figure 4.7: Évolution de la concentration en chlore libre aux différentes sorties du réservoir McTavish pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999	58
Figure 4.8: Évolution du chlore libre aux pompes 2 et 10 du réservoir McTavish, pour les campagnes d'échantillonnage de l'été 1999 et 2000	59

Figure 4.9: Nombre de particules dont le diamètre est supérieur à 2µm, à l'entrée et à la sortie du réservoir McTavish pour la semaine 24 au 30 Juillet 2000	60
Figure 4.10: Turbidité à la sortie du réservoir McTavish pour la semaine du 24 au 30 Juillet 2000	62
Figure 4.11: Évolution de la concentration en BHA aux différentes entrées du réservoir McTavish, été 1999	63
Figure 4.12: Concentration minimale et maximale des BHA aux différentes sorties (volute des pompes) pour la campagne de l'été 1999	64
Figure 4.13: Comparaison des concentrations maximales en BHA mesurées à la volute des pompes pour les périodes estivales de 1999 et 2000	65
Figure 4.14: Coliformes totaux détectés à la sortie des principales pompes du réservoir McTavish lors de la campagne de l'été 1999	66
Figure 4.15: Pourcentage d'épisodes positifs en coliformes totaux à la volute des différentes pompes en fonction du chlore libre moyen pour la campagne de l'été 1999	67
Figure 4.16: Concentrations en coliformes totaux observées aux pompes en fonction de la concentration en chlore libre lors de la campagne de l'été 1999	68
Figure 4.17: Coliformes totaux détectés à la sortie (principales pompes) du réservoir McTavish lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2000	69
Figure 4.18: Température de l'eau à la sortie du réservoir pour les campagnes d'échantillonnage des étés 1999 et 2000	69
Figure 4.19: Concentration des colonies atypiques à la sortie du réservoir, été 1999	70
Figure 4.20: Concentration des colonies atypiques à la sortie du réservoir lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2000	71

Figure 4.21: Espèces en coliformes totaux dénombrées aux différentes pompes à la sortie du réservoir McTavish lors des campagnes d'échantillonnage de l'été 1999 et 2000	72
Figure 4.22: Points d'échantillonnage des bassins 1 et 6 du réservoir r.....	74
Figure 4.23: Colonies atypiques détectées à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes lors de la campagne d'échantillonnage du 23 août 2000	77
Figure 4.24: Colonies atypiques détectées à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes lors de la campagne d'échantillonnage du 30 août 2000	77
Figure 4.25: Évolution des colonies atypiques et des BHA lors de l'essai «arrêt et redémarrage» à la volute de la pompe 2 pour la campagne d'échantillonnage du 22 août 2000	79
Figure 4.26: Évolution des colonies atypiques et des BHA à la volute de la pompe 6 lors de l'essai «arrêt et redémarrage» le 22 Août 2000	79
Figure 4.27: Pompe distributrice au réservoir McTavish	83
Figure 4.28: Évolution des concentrations en colonies atypiques lors du passage répété (2, 5 et 10 fois) d'un échantillon d'eau dans une pompe centrifuge, 3 août 2000	84
Figure 4.29: Micro-organismes retrouvés à la volute de la pompe 2, Juillet 2000	86
Figure 4.30: Inactivation des colonies atypiques à la volute des pompes au réservoir McTavish (chlore libre = 0,68 mg/L)	93
Figure 4.31: Cinétique d'inactivation des coliformes à la volute des pompes du réservoir (forme exponentielle – Loi de Chick-Watson	94
Figure 4.32: Colonies atypiques détectées à la volute et à l'aval de la pompe 2 et prédiction des concentrations à l'aval selon la loi de Chick-Watson, Campagne été 2000	96

Liste des tableaux

Tableau 1.1: Épisodes positifs en coliformes totaux à la sortie du réservoir McTavish	3
Tableau 3.1: Débits moyens (L/s) hebdomadaire aux entrées du réservoir McTavish	28
Tableau 3.2: Débits (L/s) et vitesses minimaux, maximaux et moyens et nombre de Reynolds aux 5 entrées pour la période du 1 au 31 Août 1999	31
Tableau 3.3: Données en chlore libre (mg/L) aux entrées et sorties reliées au canal d'alimentation	35
Tableau 3.4: Concentration en chlore libre (mg/L) mesurées aux pompes en fonction et aux entrées, 3 août 1999	37
Tableau 4.1: Méthodes analytiques utilisées	52
Tableau 4.2: Valeurs minimales, maximales et moyennes du pH, température et turbidité	56
Tableau 4.3: Valeurs des paramètres physico-chimiques et bactériologiques obtenues pour le bassin 1 du réservoir McTavish	74
Tableau 4.4: Superficie possible de biofilm au réservoir	89
Tableau 4.5: Évaluation du nombre de coliformes aux pompes suivant le fractionnement et la dispersion de particules au passage dans la pompe	91
Tableau 4.6: Calcul de CT (mg.min/L), selon la Loi Chick-Watson, pour divers Log d'inactivation, à pH 7 et pH 7.8	95

Liste des annexes

Annexe A	113
Bilan de masse du réservoir	
Annexe B	118
Bilan de masse du canal d'aspiration et d'alimentation	
Annexe C	121
Concentration en chlore libre (mg/L) aux principales pompes lors des campagnes d'échantillonnage de l'été 1999	
Annexe D	122
Dénombrement des particules pour des tailles supérieures à 2 et 5 μm à l'entrée et à la sortie du réservoir. 25 au 30 juillet 2000	
Annexe E	123
Résultats des coliformes totaux et des colonies atypiques (UFC/100mL) aux 5 entrées du réservoir pour la période du 6 juillet au 17 août 1999	
Annexe F	124
Comparaison des résultats obtenus en coliformes totaux sur les milieux de culture m_Endo et MT7 pour la période du 6 juillet au 17 août 1999	
Annexe G	126
Identification des coliformes totaux à la volute des pompes lors des campagnes d'échantillonnage de l'été 1999 et 2000	
Annexe H	127
Résultats des analyses bactériologiques (BHA, coliformes totaux) des sédiments du bassin 1 et 6 du réservoir McTavish	

Annexe I	128
Résultats des paramètres physico-chimiques et bactériologiques du bassin 6 du réservoir McTavish	
Annexe J	129
Résultats des analyses bactériologiques en coliformes totaux, colonies atypiques et BHA du drain et de l'entrée 48" reliés au canal d'alimentation	
Annexe K	130
Résultats des coliformes totaux et des colonies atypiques lors des essais arrêt et redémarrage des pompes lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 1999	
Annexe L	131
Résultat des essais en laboratoire avec une pompe en circuit fermé pour la validation de l'hypothèse de dispersion des particules (3, 7 et 10 août 2000)	
Annexe M	132
Résultats des colonies atypiques (UFC/100 mL) et sous la forme N/No des essais de désinfection aux pompes 1 et 2, le 30 août et 6 septembre 2000	
Annexe N	133
Rapport de stage – Influence d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion	

CHAPITRE 1

Introduction

L'objectif principal des producteurs d'eau potable est de fournir aux consommateurs une eau qui soit de la meilleure qualité possible. L'eau de consommation à la sortie de l'usine de traitement se doit donc de respecter certaines normes de potabilité (normes bactériologiques et physico-chimiques) afin de protéger la santé des consommateurs. Toutefois, l'eau traitée doit franchir plusieurs étapes avant d'atteindre le robinet de l'utilisateur et c'est souvent en cours de distribution que l'on assiste à une dégradation de la qualité de l'eau. La concentration en chlore libre (Camper, 1994; Mathieu *et al.*, 1992), la température de l'eau (LeChevallier *et al.*, 1996; Volk et Joret, 1994) et la concentration en matière organique biodégradable (CODB) (Mathieu *et al.*, 1992; Servais *et al.*, 1996; Volk et Joret, 1994) sont les principaux paramètres affectant la qualité de l'eau. Il existe toutefois plusieurs autres paramètres physico-chimiques et opérationnels susceptibles d'altérer la qualité de l'eau distribuée.

Le réseau de distribution d'eau potable d'une importante agglomération est principalement composé de l'usine de traitement, de canalisations pour le transport de l'eau traitée et de réservoirs d'eau potable.

Les réservoirs d'eau potable ont d'abord été conçus afin de répondre aux demandes des utilisateurs en période de pointe, mais également, pour réduire les variations de pression dans le réseau de distribution, pour pallier aux urgences tels les incendies et les interruptions temporaires des usines de traitement. Les réservoirs d'eau potable dans les réseaux de distribution sont généralement de deux types: ouverts ou fermés. Ces réservoirs sont alimentés par le réseau de distribution où l'eau séjourne à l'abri de la lumière et théoriquement des sources de contamination extérieure.

Les réservoirs d'eau potable fermés ont longtemps été considérés comme des infrastructures inertes où la qualité de l'eau à l'entrée était équivalente à celle de la sortie. Cependant de récentes études (Amblard *et al.*, 1996; Gatel *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 2000) démontrent que les conditions retrouvées à l'intérieur de certains réservoirs altèrent la qualité de l'eau distribuée. Les principaux facteurs responsables d'une augmentation de la population bactérienne dans les réservoirs fermés sont :

La configuration hydraulique : Le temps de séjour d'une eau se définit comme étant le temps que prend une molécule d'eau pour se déplacer entre la sortie de l'usine de traitement et un point sur le réseau. Un temps de séjour élevé est souvent associé à une diminution de la qualité de l'eau puisque le résiduel d'oxydant diminue avec le temps et qu'éventuellement il ne contrôle plus la recroissance des bactéries. Une mauvaise gestion du transit de l'eau à l'intérieur des réservoirs favorisera une augmentation des temps de séjour de l'eau et la formation de zones mortes (Boulos *et al.*, 1996; Gatel *et al.*, 1996; Grayman *et al.*, 1996). Les zones mortes sont des régions ou zones dans un réservoir où l'eau ne circule pas (stagnation de l'eau) et où les temps de séjour peuvent être relativement élevés. La stagnation de l'eau provoquent une baisse considérable du chlore résiduel (Gauthier *et al.*, 2000) et favorise la sédimentation des particules en suspension dans le fond du réservoir.

Les sédiments : Les sédiments favorisent une prolifération des bactéries (Gauthier *et al.*, 1999a; Schreiber *et al.*, 1994) puisqu'elles y retrouvent la nourriture nécessaire à leurs développements et aussi une protection contre les oxydants.

État de la structure : Des eaux contaminées (en particulier les eaux de ruissellement et les eaux souterraines) peuvent pénétrer à l'intérieur du réservoir via les ouvertures aménagées sur les toits ou à travers les murs ayant des défauts d'étanchéité (O'Neill et Parry, 1997). Des animaux, tels des oiseaux ou des insectes, peuvent également pénétrer accidentellement à l'intérieur du réservoir et contaminer l'eau distribuée si les orifices de ventilation ne sont pas convenablement grillagées (Clark *et al.*, 1996).

Les équipements annexés au réservoir : Les événements, les vannes et particulièrement les pompes peuvent s'avérer une source de contamination par l'utilisation de produits d'entretien inappropriés (Sidorowick, 1996; White et Lechevallier, 1993) ou par un entretien insuffisant.

Une étude (Douki, 2000) récemment réalisée par la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable de l'Ecole Polytechnique de Montréal avait pour principal objectif d'évaluer la qualité de l'eau à certains endroits stratégiques du réseau de distribution de la ville de Montréal. Les résultats de l'étude révèlent la présence régulière de coliformes totaux à la sortie du réservoir McTavish. Ces épisodes sont observés depuis plusieurs années

et seulement durant la période estivale (mai à septembre). Le tableau suivant indique tous les épisodes positifs en coliformes totaux mesurés à la sortie du réservoir McTavish par la ville de Montréal depuis 1995.

Tableau 1.1: Épisodes positifs en coliformes totaux mesurés à la sortie du réservoir McTavish par la ville de Montréal depuis 1995

Année	Date
1995	15 Août
1996	27 Août
1997	12 Août
1998	11 Août 18 Août 25 Août 22 Septembre
1999	3 Août 24 Août 31 Août 14 Septembre

On observe ainsi la présence régulière de coliformes totaux à la sortie du réservoir et à l'occasion à des concentrations supérieures aux concentrations maximales acceptables (10 UFC/100mL) dont particulièrement le 18 Août 1998 et le 3 Août 1999. Il est également important de noter que ces épisodes surviennent exclusivement durant la période estivale lorsque la température de l'eau est élevée.

La présence de coliformes totaux à cet endroit du réseau de distribution est surprenante puisque le réservoir est localisé près de la chambre de mélange des deux usines de traitement de la ville de Montréal. La chambre de mélange est un réservoir recevant les eaux traitées des deux usines de traitement de la ville de Montréal (Atwater et Charles J.Desbaillets). Cette proximité indique donc que le temps de séjour de l'eau est relativement faible et par conséquent une concentration en chlore libre dans l'eau élevée.

Le contrôle des épisodes positifs en coliformes totaux dans un réseau de distribution s'avère essentiel puisque le dénombrement d'une concentration supérieure à 10 UFC/100mL entraîne obligatoirement un avis de bouillir dans les municipalités concernées.

Trois principaux objectifs ont été définis pour ce projet de recherche. Le premier objectif consistait à comprendre l'hydraulique du réservoir. Ceci est principalement réalisé par la mise en place de débitmètres à chacune des entrées du réservoir. Nous avons donc pu connaître le débit moyen de chacune des entrées. Aussi, l'étude des débits entrants et sortants du réservoir nous a permis de déterminer le temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir et d'évaluer le sens d'écoulement de l'eau à l'intérieur du réservoir.

Le deuxième et troisième objectif consistaient à identifier l'origine des coliformes au réservoir et d'évaluer leur impact sur la qualité de l'eau dans le réseau de distribution. La localisation de l'origine des coliformes totaux nous a aussi permis de connaître la qualité de l'eau distribuée aux entrées et sorties du réservoir. Ces objectifs ont été atteints essentiellement en faisant une analyse approfondie des paramètres physico-chimiques et bactériologiques mesurés aux entrées et sorties, à l'intérieur du réservoir et à certaines composantes mécaniques annexées au réservoir. Les paramètres physico-chimiques et bactériologiques mesurés pour chacun des points sont le chlore libre résiduel, le pH, la température, la turbidité, la concentration en bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) et en coliformes totaux. Plusieurs essais expérimentaux (sur le site et au laboratoire) ont également été réalisés afin de valider les hypothèses liées à la présence de coliformes à la sortie du réservoir.

Une revue bibliographique est fournie au chapitre 2. Cette revue traite principalement de l'origine et des principaux facteurs favorisant la croissance des bactéries et des coliformes en réseau de distribution et dans les réservoirs. Le chapitre 3 présente la caractérisation hydraulique du réservoir McTavish. Le chapitre 4 présente les parties de l'étude concernant (a) la qualité de l'eau aux entrées et sorties du réservoir et (b) la recherche de l'origine des coliformes totaux et leur impact sur la qualité de l'eau dans le réseau de distribution. La partie (b) traite plus spécifiquement de la localisation des

coliformes dans le réservoir, les hypothèses liées à l'origine de ces coliformes et finalement la cinétique d'inactivation de ces organismes. Une synthèse des résultats et perspectives de l'ensemble du projet sont présentés au chapitre 5.

L'annexe N présente un rapport de stage réalisé dans le cadre de la Coopération Scientifique Franco-qubécoise. L'objectif du projet visait à étudier l'influence d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion. L'hypothèse de cette recherche repose sur le fait que les forces électrostatiques sont responsables de l'attraction et de l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion et que l'ajout de phosphate défavorise cette adhésion par modification de la charge de surface du solide.

Le travail expérimental comporte principalement deux volets soit la caractérisation des systèmes (goethite, phosphate, bactéries) et les interactions des bactéries avec la goethite et la goethite-phosphatée.

Cette étude révèle essentiellement que les forces électrostatiques contribuent en partie à l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion. Toutefois, d'autres forces ou facteurs sont mis en jeu lors de cette adhésion.

CHAPITRE 2

Revue de littérature

2.0 Introduction

La revue de littérature qui suit est divisée en deux principales sections. La première section présente l'origine possible des bactéries en réseau de distribution, les facteurs physico-chimiques et hydrauliques favorisant la survie et la prolifération des bactéries en réseau de distribution ainsi que l'utilisation des coliformes totaux comme indicateur de la qualité de l'eau. La deuxième section traite de l'impact des réservoirs d'eau potable sur la qualité de l'eau et les principaux facteurs favorisant la recroissance des bactéries à l'intérieur d'un réservoir.

2.1 Évolution de la qualité de l'eau potable dans un réseau de distribution

À la sortie de l'usine de traitement, l'eau traitée doit respecter les normes établies, entre autres, par le *Règlement sur l'eau potable*, afin de protéger la santé des consommateurs. Ce règlement traite principalement de la qualité bactériologique (analyse des bactéries coliformes) et physico-chimique (mesure de la turbidité et des substances inorganiques) de l'eau de consommation à la sortie de l'usine et au point le plus éloigné du poste de traitement ou de la prise d'eau.

En cours de distribution, plusieurs facteurs sont, toutefois, susceptibles de produire une diminution de la qualité bactériologique de l'eau traitée. L'importance de ces facteurs sur l'évolution de la qualité de l'eau est variable selon la composante du réseau de distribution considérée (les canalisations, les réservoirs, les entrées de service).

2.1.1 Origine des bactéries en réseau de distribution

Il existe plusieurs sources ou origines attribuables à une augmentation de la population bactérienne dans un réseau de distribution d'eau potable. Les principaux mécanismes responsables de l'introduction de micro-organismes dans un réseau de distribution se résument par le passage de ceux-ci à l'usine de traitement ou par une contamination extérieure. Des micro-organismes peuvent également provenir de la croissance et de la multiplication des bactéries au sein d'un biofilm ou de tubercules de corrosion fixés à

la paroi des canalisations. La figure suivante illustre quelques uns de ces facteurs favorisant une contamination de l'eau traitée par les micro-organismes. Les différents mécanismes sont détaillés dans les sections qui suivent.

2.1.1.1 Passage des bactéries à l'usine de traitement et intrusion dans le réseau de distribution

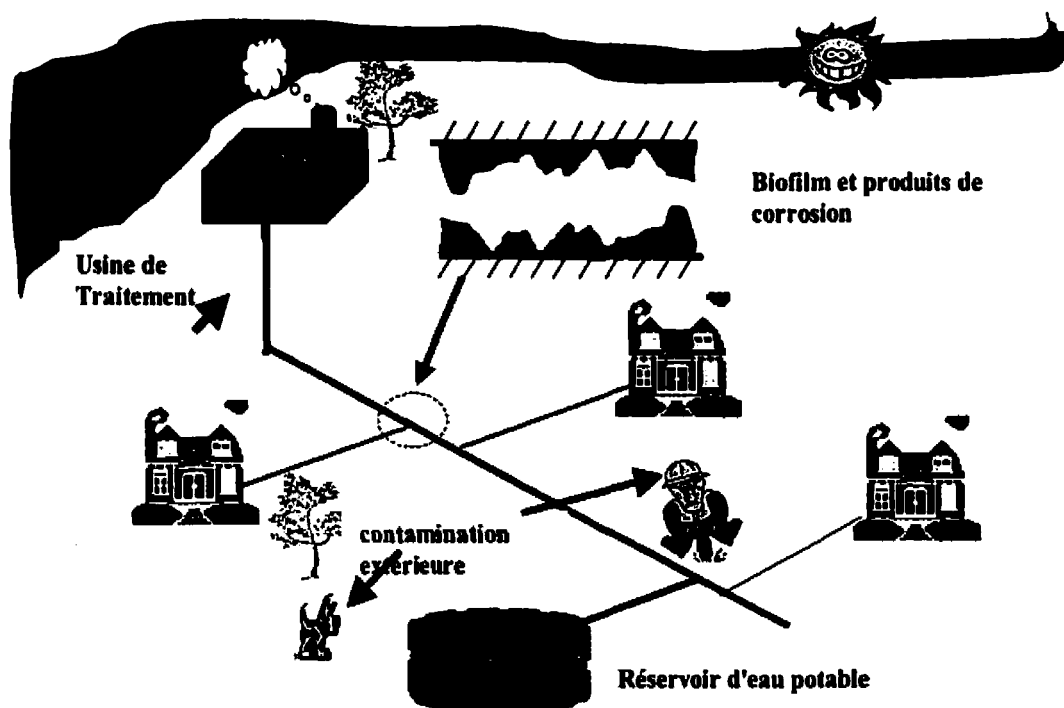


Figure 2.1: Origine des bactéries dans un réseau de distribution

Les micro-organismes présents dans un réseau de distribution peuvent provenir directement de l'usine de traitement. En effet, l'inefficacité partielle ou temporaire de certaines filières de traitement peut induire des micro-organismes indésirables dans le réseau de distribution. En effet, Bucklin *et al.* (1991) détectent des coliformes blessés, jusqu'à 58 UFC/100ml, dans l'eau traitée trente minutes après la période de lavage du filtre. Ces bactéries sont également dénombrées dans l'eau traitée pendant une période de trois heures après le lavage du filtre. Craddock *et al.* (1997) font les mêmes observations après le lavage d'un filtre rapide sur sable.

Les bactéries peuvent également s'introduire dans un réseau de distribution par l'entremise de particules en suspension dans l'eau traitée suite à un enlèvement incomplet des particules de l'eau brute à l'usine de traitement ou par le relargage de matériaux filtrant dans l'eau traitée. Ces particules permettent, entre autres, le transport des bactéries et leurs assurent une protection contre les agents oxydants (Gauthier *et al.*, 1999b; LeChevallier *et al.*, 1981, Morin *et al.*, 1999). Camper *et al.* (1986) observent la présence de coliformes dans l'eau traitée suite à une colonisation sur des granules de charbon actif en grain (GAC).

Une contamination ou une intrusion de micro-organismes dans un réseau de distribution peut avoir lieu lors de bris de conduites ou de la réparation de certains tronçons du réseau de distribution. Lors du bris d'une canalisation, une contamination peut avoir lieu lors du contact de l'eau traitée avec le milieu environnant adjacent à la conduite tel le sol.

L'intrusion d'organismes pathogènes ou viraux est également possible lors de pressions temporaires négatives dans certaines zones d'un réseau de distribution d'eau potable (LeChevallier *et al.*, 1999). Les variations de pression sont causées par un changement brutal de la vitesse de l'eau dans les canalisations et se manifestent par des ondes d'amplitudes positives et négatives entraînant ainsi des pressions négatives au sein même du réseau de distribution. Cette étude détecte également la présence d'indicateurs fécaux et de virus entérique dans le sol et l'eau à proximité des canalisations. Or, l'intrusion de tels organismes indésirables est possible, en cas de fissures ou bris à la surface des canalisations, lors de l'apparition de pressions négatives dans certaines zones d'un réseau de distribution.

Une contamination extérieure peut également avoir lieu par la présence de connections croisées sur un réseau de distribution (Herrick, 1997). Une connection croisée est un raccordement entre une canalisation ou réserve d'eau potable et une source d'eau non potable, polluée ou contaminée. Les boyaux d'arrosage de jardin s'avèrent être à l'origine les connections croisées les plus rencontrées. L'introduction d'organismes pathogènes ou d'eau contaminée est possible lorsqu'il n'y a pas de clapet anti-retour sur la connection ou lors d'une variation de pression dans le réseau de distribution. Le

retour d'eau dans les canalisations d'eau potable surviendra lors d'une dépression dans les canalisations ou lors d'une suppression de la connexion.

2.1.1.2 Le biofilm

Une fois que les micro-organismes sont introduits dans le réseau de distribution, ils peuvent rester en suspension dans l'eau ou se développer dans le biofilm (Fass *et al.*, 1996; LeChevallier *et al.*, 1987), les produits de corrosion présents sur la paroi des canalisations (Allen *et al.*, 1980; Beech *et al.*, 1994) ou dans les sédiments accumulés au fond des conduites et réservoirs (Gauthier *et al.*, 1999c).

La formation d'un biofilm d'eau potable est générée par le transport et l'accumulation de micro-organismes et nutriments sur la paroi des canalisations. De façon plus spécifique, les étapes de formation du biofilm sont l'adsorption de molécules organiques sur le support, le transport de micro-organismes jusqu'au support, l'attachement des micro-organismes, la croissance des bactéries fixées puis l'arrachage de bactéries ou morceaux de biofilm (Carpenter *et al.*, 1993).

La composition du biofilm est fonction de la concentration en carbone organique dissous biodégradable (CODB) dans l'eau traitée, du régime hydraulique, du nombre et de la diversité des bactéries en suspension ainsi que de la nature du matériau support (Block, 1992). Son taux de formation est fonction de la température et de la vitesse de l'eau (Donlan *et al.*, 1994), des propriétés physico-chimiques de l'interface, de la rugosité de la surface, des propriétés physiologiques des micro-organismes (LeChevallier *et al.*, 1990) et également de la teneur en matière organique dissous biodégradable. Donlan *et al.* (1994) montre qu'en réseau de distribution le taux de formation du biofilm augmente avec des températures de l'eau variant entre 15 et 25°C. Cette augmentation est attribuable à l'augmentation de la température mais également à une concentration plus faible en oxydant ainsi qu'à un taux plus élevé de bactéries en suspension dans l'eau. Cette même étude démontre également que les canalisations ayant un nombre de Reynolds plus élevé donc un écoulement plus turbulent ont une épaisseur de biofilm plus faible.

Le biofilm présent dans les réseaux de distribution peut induire le relargage de bactéries pathogènes ou opportunistes. Les autres inconvénients attribuables à la présence de biofilm sont une diminution rapide du résiduel d'oxydant dans l'eau traitée, un problème

d'eau rouge et noire causé par la présence de bactéries réductrices de fer et de sulfate, une augmentation de la rugosité des parois et la biocorrosion (LeChevallier *et al.*, 1987). Le biofilm constitue un milieu favorable au développement des bactéries puisque qu'elles y trouvent une protection vis-à-vis les oxydants et l'apport nutritif nécessaire à leurs développements (Block, 1992; LeChevallier *et al.*, 1987). La concentration de bactéries dans le biofilm est importante comparativement à celle des bactéries libres en suspension trouvées dans la phase eau. En effet, la proportion de bactéries fixées par rapport aux bactéries libres peut varier entre 50 et 60 en réseau de distribution (canalisation de 100mm) et en l'absence de chlore résiduel (Laurent *et al.*, 1993; Mathieu *et al.*, 1992). Selon les différentes études réalisées, la densité bactérienne maximale mesurée à l'intérieur d'un biofilm varie de 10^5 à 10^8 cell/cm² (LeChevallier *et al.*, 1993; Donlan *et al.*, 1994).

L'inactivation des bactéries dans le biofilm s'avère très difficile même avec l'injection de doses importantes d'oxydant (Camper, 1994; Characklis *et al.*, 1979; LeChevallier *et al.*, 1987; Mathieu *et al.*, 1992; Paquin *et al.*, 1992). Characklis *et al.* (1979) observent une réduction de seulement 29% de l'épaisseur d'un biofilm d'eau potable avec un résiduel en chlore libre de 12,5 mg/L. Mathieu *et al.* (1992) obtiennent une inactivation théorique complète des cellules totales fixées, sur des pastilles de mortier de ciment, avec un résiduel de 1,8 mg/L en chlore et de 8,8 mg/L en monochloramine.

Cette difficulté à inactiver les bactéries fixées s'explique, entre autres, par une demande en oxydant élevée du biofilm: d'une part, l'oxydant doit diffuser à travers plusieurs couches avant d'atteindre les bactéries fixées (Morin *et al.*, 1999), d'autre part, le biofilm contient des substances polymériques extracellulaires contenant des polysaccharides et des protéines, qui réduisent le chlore (Koudjounou, 1997).

Le type d'écoulement s'avère important pour obtenir une bonne oxydation de la biomasse fixée (Lau et Liu, 1993 ; Morin *et al.*, 1999). En effet, Lau et Liu (1993) montrent que l'accumulation de micro-organismes dans le biofilm diminue lorsque la vitesse de l'eau augmente. Ainsi, l'accumulation de la biomasse fixée devient importante lorsque la vitesse de l'eau est faible donc pour des forces de cisaillement minimales.

Plusieurs méthodes de contrôle telles l'application de doses supérieures d'oxydant, les techniques de vidange et les lavages mécaniques ont été étudiés afin de limiter ou d'éliminer le biofilm à la paroi des canalisations (LeChevallier *et al.*, 1987). Toutefois, les résultats démontrent la réapparition d'un biofilm et un retour à la concentration initiale en bactéries une semaine seulement après le traitement.

Le meilleur moyen afin de limiter la formation du biofilm consiste essentiellement à contrôler la quantité de nutriments disponibles (Paquin *et al.*, 1992 ; Mathieu *et al.*, 1992 ; Servais *et al.*, 1996) et, dans une moindre mesure, la concentration de bactéries libres à l'entrée du réseau de distribution (Block J.C., 1992).

2.1.1.3 La corrosion

Le processus de corrosion du fer consiste en une série de réactions électrochimiques entre la surface de canalisation, l'eau et ses constituants. Le métal (Fe_0) est converti successivement en solide ferreux ($\text{Fe}(\text{OH})_2$) et en solide ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) en réaction avec l'oxygène dissous dans l'eau (Heitz *et al.*, 1996). La corrosion à l'interface eau-matériau dépend des propriétés chimiques (pH, alcalinité, oxygène dissous) et physiques (température, débit) du milieu liquide ainsi que de la nature du matériaux des canalisations (LeChevallier *et al.*, 1993 ; Volk *et al.*, 2000). Les plus haut taux de corrosion sont surtout observés dans les canalisations en fonte (Kerr *et al.*, 1999 ; Niquette *et al.*, 2000).

Les inconvénients liés à la corrosion, en réseau de distribution, se traduisent par un problème d'eau rouge (Tuovinen *et al.*, 1980), une réduction de la capacité hydraulique des canalisations (Wagner *et al.*, 1993), le relargage de métaux tels le fer et le plomb (Clément *et al.*, 2000 ; Gauthier *et al.*, 1996) et une augmentation de la demande en chlore (Holt *et al.*, 1998 ; Rompré *et al.*, 1999).

Les tubercules de corrosion représentent des zones privilégiées pour le développement et la croissance des bactéries provoquant ainsi une accumulation bactérienne importante à la paroi des canalisations (Appenzeller *et al.*, 2000 ; Beech *et al.*, 1994 ; LeChevallier *et al.*, 1987). Cette accumulation est favorisée par l'affinité des bactéries pour les produits de corrosion (Caccavo *et al.*, 1997).

On retrouve par ailleurs une plus grande diversité de micro-organismes à l'intérieur des tubercules de corrosion à la paroi des canalisations que dans la phase eau (Allen *et al.*, 1980 ; Beech *et al.*, 1994 ; LeChevallier *et al.*, 1987). Aussi, une technique d'observation *in situ* par microscopie électronique (SEM) montre que la densité bactérienne est plus importante dans les couches supérieures à la surface des tubercules de corrosion comparativement aux couches inférieures (Allen *et al.*, 1980). Tuovinen *et al.* (1980) ont dénombré dans les tubercules de corrosion d'un réseau de distribution de l'Ohio plusieurs types d'organismes dont des bactéries réductrices de sulfate et de nitrate. De même, des études révèlent la présence de bactéries réductrices de fer, de bactéries hétérotrophes aérobies (Beech *et al.*, 1994 ; LeChevallier *et al.*, 1987), de bactéries filamenteuses, flagellées et d'actinomycètes (Allen *et al.*, 1980).

Par ailleurs, LeChevallier *et al.* (1987) dénombrent dans les tubercules de fer d'un réseau de distribution des États-Unis des coliformes à une densité supérieure à 160 UFC par gramme de fer.

2.1.2 Facteurs favorisant la recroissance des bactéries en réseau de distribution

Une fois que les micro-organismes sont introduits dans le réseau de distribution, certains facteurs physico-chimiques ou hydrauliques influencent leurs développements et leurs croissances dans la phase eau ou à l'intérieur d'un biofilm. La température, la disponibilité en nutriments et le résiduel d'oxydant sont les principaux paramètres physico-chimiques influençant la qualité de l'eau traitée. Le temps de séjour et la nature des matériaux de canalisation sont d'autres facteurs susceptibles d'influencer la qualité de l'eau au sein d'un réseau de distribution.

2.1.2.1 La température

La température est le principal facteur gouvernant la croissance des micro-organismes dans un réseau de distribution (LeChevallier *et al.*, 1990 ; LeChevallier *et al.*, 1996). La température de l'eau influence l'efficacité du traitement à l'usine (Brazos *et al.*, 1996), le taux de croissance des micro-organismes, l'efficacité de la désinfection, la dissipation du résiduel d'oxydant, le taux de corrosion et l'hydraulique du réseau (demande accrue des

consommateurs en période chaude). Les conséquences d'une température trop élevée dans un réseau de distribution se traduisent par une diminution des qualités organoleptiques (goûts et odeurs) et une accélération des réactions physico-chimiques et microbiologiques.

Une hausse de température, associée au changement de saison, provoque également une augmentation de la flore microbienne dans le réseau de distribution (Volk et Joret, 1994)

Par ailleurs, plusieurs auteurs rapportent des épisodes positifs en coliformes totaux pour des températures supérieures à 15°C (Besner, 1999 ; LeChevallier *et al.*, 1996 ; Volk et Joret, 1994).

2.1.2.2 Type et résiduel d'oxydant

À la sortie de l'usine de traitement, le chlore et la monochloramine sont les oxydants les plus communément utilisés en post-désinfection. L'application d'un résiduel d'oxydant en réseau de distribution permet de contrôler le développement et la croissance des micro-organismes. Toutefois, la dose de chlore à ajouter dans le réseau doit être contrôlée à cause de la formation potentielle de sous-produits d'oxydation puisque le chlore en réaction avec la matière organique forme des sous-produits de chloration, dont certains peuvent être cancérogènes.

Les bactéries en suspension dans l'eau sont, en général, plus sensibles aux oxydants car certaines espèces développent une résistance à l'oxydant si elles sont associées au biofilm, à des particules ou à des agrégats (Gauthier *et al.*, 1999b; LeChevallier *et al.*, 1981 ; LeChevallier *et al.*, 1990). Par ailleurs, l'application d'un taux d'oxydant important ne suffit pas à éviter la formation d'un biofilm et à éliminer la présence d'organismes indicateurs (Block J.C., 1992 ; Camper, 1994).

L'efficacité du chlore et de la monochloramine fait l'objet de controverses de la part de plusieurs auteurs vis-à-vis la biomasse fixée et les bactéries en suspension. D'une part, Mathieu *et al.* (1992) observent que la qualité microbiologique des eaux chlorées est supérieure à celle des eaux chloraminées à une concentration équivalente. De plus, ils observent que le chlore est cinq fois plus efficace que la monochloramine en ce qui concerne l'inactivation des bactéries fixées au biofilm. D'autres part, Norton *et al.* (1997)

observent que la monochloramine est plus efficace que le chlore pour l'élimination des coliformes et des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) en réseau de distribution. Malgré le faible pouvoir d'oxydation de la chloramine, elle permet de réduire la formation de dérivés organochlorés et possède un pouvoir rémanent plus élevée que le chlore. Elle permet ainsi de retrouver des résiduels de chlore actif, en réseau de distribution, après des temps de séjours supérieurs à 3 jours.

2.1.2.3 Disponibilité en nutriments

Les nutriments organiques (carbone, azote, phosphore) servent de substrat aux micro-organismes dans les réseaux de distribution. Le ratio de ces éléments nécessaire à la survie des organismes dans l'eau potable est approximativement de (100 : 10 : 1) (Camper *et al.*, 1994). Le carbone organique constitue donc l'élément essentiel à la croissance de micro-organismes en réseau de distribution. Afin d'obtenir une eau biologiquement stable, les usines de traitement doivent contrôler la fraction de carbone organique dissous biodégradable (CODB) dans l'eau traitée à la sortie de l'usine. Selon Servais *et al.* (1996), une concentration en CODB inférieure à 0,15 mg/L dans l'eau traitée limite la croissance des micro-organismes.

En plus du carbone organique, les micro-organismes de l'eau potable requièrent pour leur développement optimal du phosphore et d'autres nutriments dont l'azote. Dans certains cas, l'ajout de 1 à 5 µg/L de phosphore dans une eau traitée particulière (non limitée par d'autres nutriments) a permis un développement important des bactéries (Sathasivan *et al.*, 1997 ; Miettinen *et al.*, 1997).

La concentration de nutriments dans le réseau de distribution dépend principalement de la qualité de l'eau brute et de l'efficacité de l'usine de traitement dans l'abattement du CODB. L'augmentation de nutriments est souvent associée à de fortes précipitations de pluie puisqu'elles affectent directement la qualité de l'eau brute (Camper *et al.*, 1994 ; LeChevallier *et al.*, 1996).

Les filières de traitement utilisées pour un abattement efficace de la matière organique sont les étapes de clarification (décantation, coagulation, floculation), de filtration biologique qui consiste en une filtration sur charbon actif en grain (CAG) précédé d'une ozonation et la nanofiltration. Baribeau (1992) souligne l'efficacité de la filtration

biologique sur la réduction de la demande en chlore et démontre que cette efficacité augmente lors de la combinaison de ce procédé avec l'ozonation. Dans cette association de traitement, l'ozonation accroît la fraction biodégradable de la matière organique qui est ensuite éliminée lors de la filtration sur CAG par adsorption-biodégradation. La nanofiltration est une technique récente de filtration sur membrane. Toutefois, ce procédé est encore peu utilisé étant donné ses coûts importants de capitalisation et d'exploitation.

2.1.2.4 Temps de séjour

Le temps de séjour d'une eau dans un réseau de distribution peut-être défini comme le temps que prend une molécule d'eau pour se déplacer entre la sortie de l'usine de traitement et un point sur le réseau.

Un temps de séjour élevé est souvent associé à une diminution de la qualité de l'eau puisque le résiduel d'oxydant diminue avec le temps et qu'éventuellement il ne contrôle plus la recroissance des bactéries. Un essai réalisé sur un réseau de distribution expérimental, de taille industrielle, montre une diminution constante du chlore libre pour des temps de séjours de 24, 48 et 72 heures accompagné d'une augmentation de la population bactérienne (Mathieu *et al.*, 1992).

Des temps de séjour élevés peuvent également produire une hausse importante des particules en suspension dans l'eau et une augmentation de la turbidité. Alere *et al.* (1997) observent, sur un réseau de distribution en Suède, une augmentation des particules en suspension de 22 347 à 61 994 part./mL pour des temps de séjour respectif de 9 et 56 heures.

2.1.2.5 Nature et état des structures

La nature et le type de matériaux des canalisations d'un réseau de distribution peuvent avoir une forte influence sur l'évolution de la qualité de l'eau. Il existe principalement trois classes de matériaux utilisées comme canalisation dans un réseau de distribution : les métaux, le béton / ciment et les matériaux organiques. Les principaux métaux

utilisés sont la fonte et l'acier et les matériaux organiques sont le polychlorure de vinyle (PVC), le polyéthylène (PE).

Les canalisations en fonte grise ou en fonte ductile, non revêtue, sont des milieux favorisant la corrosion et l'accumulation de biofilm à la paroi des canalisations comparativement à d'autres types de matériaux (Kerr *et al.*, 1999 ; Niquette *et al.*, 2000). Niquette *et al.* (2000) ont étudié l'évolution de la biomasse fixée sur différents types de matériaux dont le PVC, le polyéthylène, la fonte grise et des fontes revêtues d'une couche de mortier. Les résultats montrent la formation d'une biomasse fixée plus faible sur les matériaux en PVC et en polyéthylène et que la densité de cette biomasse s'avère 10 à 45 fois plus élevée sur la fonte grise que sur les matériaux thermoplastiques. Dans le même sens, van der Kooij et Veenendaal (1993) ont étudié le potentiel de formation d'un biofilm sur des coupons de différents matériaux, dans un filtre à sable lent en fonction du temps. Les résultats démontrent que la concentration active de biomasse sur les coupons de polyéthylène et de polyester est d'au moins un log supérieur à celle sur les coupons de PVC.

Le type de matériaux utilisé pour les conduites affecte également la diversité des micro-organismes retrouvée dans le biofilm. On retrouve davantage d'espèces de micro-organismes dans le biofilm sur la paroi des conduites en fonte que sur celles des conduites en PVC (Camper, 1994).

Le diamètre d'une conduite peut affecter la qualité de l'eau par le rapport surface / volume des canalisations. Le rapport surface/volume des canalisations est plus élevé pour une canalisation ayant un diamètre plus faible, ce qui indique un contact d'une plus grande surface interne de la conduite avec l'eau favorisant ainsi les interactions eau-matériau. Plusieurs études démontrent un résiduel de chlore plus faible ou une baisse du chlore plus rapide dans les conduites ayant un plus petit diamètre (Clark *et al.*, 1995 ; Lévi Y., 1995).

2.1.3 Les Coliformes

À l'heure actuelle, les coliformes totaux sont utilisés par les municipalités afin d'évaluer la qualité de l'eau distribuée à la sortie de l'usine de traitement ou en cours de

distribution. Ils indiquent une contamination et ne doivent pas être détectés dans l'eau traitée. Des épisodes positifs en coliformes, pour des concentrations supérieures à 10 UFC/100 mL, se traduisent généralement par des avis de bouillir dans les municipalités concernées. La présence de coliformes, en réseau de distribution, est souvent liée à une intrusion ou par leur passage à travers les différentes filières de traitement à l'usine (Camper, 1994; LeChevallier *et al.*, 1990). Les coliformes ne sont pas toujours détectés à la sortie de l'usine à cause des méthodes traditionnelles de détection utilisées puisque certains milieux de culture utilisés ne peuvent dénombrer les bactéries blessées (phase de dormance).

Leurs survies dépendront des conditions rencontrées à l'intérieur du réseau de distribution tel que la température, la disponibilité en nutriments, le type et la concentration d'oxydant. Les mécanismes ou facteurs responsables de la présence de ces coliformes dans un réseau de distribution sont encore incompris. Il existe toutefois plusieurs facteurs attribuables à leurs présences et il s'avère difficile, selon les différentes études effectuées à ce sujet, d'établir les facteurs ou l'ensemble des risques associés aux épisodes positifs en coliformes à l'intérieur d'un réseau de distribution.

2.1.3.1 Organismes indicateurs de la qualité de l'eau

Le groupe des coliformes totaux comprend toutes les bactéries aérobies et anaérobies facultatives, gram négatives, non sporulées, cytochrome oxydase négative en forme de bâtonnets, qui font fermenter le lactose avec dégagement de gaz en moins de 48 heures à 35°C. Le groupe de coliformes fécaux comprend les coliformes pouvant former des gaz en moins de 24 heures à 44,5°C (APHA-Standard methods, 1998).

Au Québec, les coliformes fécaux sont utilisés à titre d'indicateurs de la qualité des eaux brutes permettant ainsi de déceler la présence d'organismes pathogènes à la source. Les coliformes totaux, quant à eux, sont utilisés comme indicateur de l'efficacité du traitement de l'eau potable. Les coliformes totaux survivent plus longtemps dans l'eau et résistent mieux à la chloration que les coliformes fécaux ou les bactéries pathogènes communes.

L'objectif visé est l'absence de coliformes totaux dans 100mL d'eau traitée et dans le réseau de distribution. Cependant, en pratique, on ne peut pas toujours atteindre cet objectif. Le *Règlement sur l'eau potable* a proposé les limites maximales suivantes :

- Chaque échantillon doit être exempt de bactéries coliformes fécales, d'autres organismes d'origine fécaux, d'organismes pathogènes ou parasites. Sinon, un avis de bouillir doit être émis.
- Dans le cas où on prélève plus de 10 échantillons au cours d'une période de 30 jours consécutifs, au moins 90% des échantillons doivent être exempts de toute bactéries coliformes. De plus, aucun échantillon ne doit contenir plus de 10 bactéries coliformes par 100 mL d'eau. Sinon, un avis de bouillir doit être émis.
- Dans le cas où on prélève 10 échantillons ou moins au cours d'une période de 30 jours consécutifs, un seul échantillon, peut contenir des bactéries coliformes. Toutefois, cet échantillon ne doit pas contenir au total plus de 10 bactéries coliformes par 100 mL d'eau. Sinon, un avis de bouillir doit être émis.

Les coliformes demeurent l'indicateur le plus couramment utilisé pour le contrôle de la qualité de l'eau distribuée. Toutefois, ces bactéries sont moins résistantes à la désinfection que les kystes de protozoaire ou de virus. Plusieurs autres indicateurs ont été proposés pour évaluer l'efficacité des usines de traitement dont les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) ou les spores de bactéries aérobies (BSA). L'énumération des BHA est un indicateur usuel de l'efficacité des procédés de traitement, toutefois elle n'est pas spécifique à la pollution fécale. Les spores de bactéries aérobies (BSA) se retrouvent couramment dans les eaux et leur grande résistance à la désinfection permet de les utiliser comme indicateur de l'efficacité de la désinfection. Toutefois, comme les BHA, elles ne sont pas spécifiques à la pollution fécale (Barbeau, 1996).

2.1.3.2 Origines des coliformes en réseau de distribution

Les coliformes en réseau de distribution peuvent provenir d'une contamination extérieure, par le passage de bactéries viables non cultivables à l'usine de traitement, par leur présence au sein d'un biofilm ou de tubercules de corrosion fixés à la paroi des canalisations (Camper *et al.*, 1994 ; LeChevallier *et al.* 1990). Par ailleurs, leurs

développements et croissances sont le résultat d'une interaction de paramètres physico-chimiques et opérationnels retrouvée à l'intérieur du réseau de distribution. Les diverses études effectuées jusqu'à aujourd'hui démontrent que la présence ou la fréquence d'apparition de coliformes est liée à un ensemble de facteurs et que ces facteurs peuvent varier d'un réseau de distribution à l'autre.

La température constitue un paramètre important de l'apparition de coliformes en réseau de distribution. En effet, plusieurs auteurs notent une fréquence d'apparition plus élevée de coliformes pour des températures supérieures à 15°C (Besner *et al.*, 1999 ; LeChevallier *et al.*, 1991 ; Volk et Joret, 1994). Une augmentation de la température induit une augmentation de la consommation d'eau (Camper *et al.*, 1996). Cela entraîne une hausse du débit dans les canalisations provoquant ainsi un détachement du biofilm à la paroi de canalisations et une resuspension possible des bactéries dans la phase eau.

LeChevallier *et al.* (1996) ont réalisé une étude sur 31 systèmes de distribution aux États-Unis afin de déterminer les principaux facteurs influençant l'apparition de coliformes. L'étude révèle que les épisodes positifs en coliformes sont associées à plusieurs paramètres. Tout d'abord, on observe davantage d'épisodes positifs en coliformes pour les municipalités n'ayant pas de filtres dans leur usine de traitement et pour celles utilisant comme oxydant le chlore au lieu des chloramines. L'utilisation du chlore comme oxydant se traduit par une densité en coliformes 35 fois plus élevée que pour les systèmes utilisant la chloramine. L'application de monochloramine sur un réseau de distribution en Indiana (E-U), ayant un problème persistant d'épisodes positifs en coliformes depuis plusieurs années, a permis de diminuer la concentration moyenne en coliformes de 2,2 à 0,15 UFC/100 mL pendant trois ans (LeChevallier *et al.*, 1987).

De plus dans cette étude, les municipalités appliquant un taux de chlore libre ou de monochloramine inférieur à respectivement 0,2 et 0,5 mg/L avait un pourcentage plus élevé de coliformes. Finalement, cette même étude révèle une concentration plus faible en coliformes dans les réseaux de distribution utilisant un inhibiteur de corrosion à base de phosphate et dans les réseaux ayant la proportion de conduite en fonte la plus faible. Les inhibiteurs de corrosion sont utilisés, en réseau de distribution, afin d'éviter une croissance des bactéries à l'intérieur des tubercules de fer et aussi pour limiter la

croissance de coliformes en période estivale (LeChevallier et al., 1993). Cette étude montre une diminution des épisodes positifs en coliformes totaux (13 à 5%) suivant l'application de 0,43mg/L d'orthophosphate de zinc, pendant sept jours, dans un réseau de distribution.

On constate par ces différentes études qu'il est difficile d'établir les causes pour lesquelles on retrouve des coliformes dans un réseau de distribution. De plus, il existe rarement des corrélations évidentes entre le taux de coliformes, dans un réseau de distribution, et la concentration en chlore libre, en bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) ou la turbidité (LeChevallier et al., 1987; Reilly et Kippin, 1983).

Volk et Joret (1994) ont développé un modèle prédictif de l'apparition de coliformes: le modèle AL COL. Ce modèle utilise quatre valeurs seuils prédéterminées: température > 15°C; concentration en CODB > 0,15 mg/L, compte total de bactéries en épifluorescence > 5,2, chlore libre résiduel < 0,1 mg/L. Le degré de risques d'exposition des sites d'un réseau de distribution a été estimé par comptabilisation des dépassements des seuils critiques pour ces quatre paramètres. Trois niveaux de risques (sans risque, faible risque, risque élevé) ont été établis selon le nombre de dépassements des valeurs seuils pour ces 4 paramètres et en relation avec une fréquence croissante d'apparition de coliformes sur les sites du réseau.

Un site à risque élevé correspond à un dépassement des quatre valeurs seuils et conduit à une fréquence d'apparition de coliformes de 26% dans un réseau de distribution. Un site considéré à risque faible correspond à un dépassement de deux ou trois valeurs seuils et conduit à une fréquence d'apparition de coliformes de 4% dans un réseau de distribution. Finalement, un site est considéré "sans risque" lorsqu'aucune ou une valeur seuil est dépassée.

Gale et al. (1997) ont également développé un modèle (GLM) afin de prédire l'apparition de coliformes dans 100mL dans les réseaux de distribution d'eau potable du Royaume Uni. Ce modèle est basé selon cinq paramètres: la température, le nombre de BHA, la concentration en chlore, la turbidité et la coloration de l'eau. Le modèle GLM utilise la distribution de poisson comme approche statistique et permet de déterminer la probabilité de détection de coliformes, dans 100 mL, à un endroit précis du réseau de distribution.

Ces modèles prédictifs peuvent, certes, aider à prévenir les événements positifs en coliformes sur un réseau de distribution. Toutefois, la plupart des modèles développés sont incomplets puisque la présence de coliformes est basée sur des paramètres de suivi routinier dont la température, le chlore libre, la turbidité et la concentration en bactéries hétérotrophes aérobies. D'autres renseignements peuvent s'avérer nécessaires pour expliquer pourquoi dans certains endroits on constate la présence de coliformes plus fréquemment. Ainsi, les informations relatives à la nature et l'âge des conduites, la présence de cul-de-sac, les réparations en cours sur le réseau sont aussi pertinentes, à la fréquence d'apparition de coliformes sur un réseau de distribution, que les paramètres de suivi routinier.

2.2 Impact des réservoirs sur la qualité de l'eau potable

Les réservoirs d'eau potable ont d'abord été conçus afin de répondre aux demandes des utilisateurs en période de pointe, mais également, pour réduire les variations de pression dans les réseaux de distribution, pour pallier aux urgences tels les incendies et les interruptions temporaires des usines de traitement. Les réservoirs d'eau potable ont longtemps été considérés comme des infrastructures inertes où la qualité de l'eau à la sortie était identique à celle de l'entrée. Or, de récentes recherches (Amblard *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 2000; Gatel *et al.*, 1996) démontrent que les conditions retrouvées à l'intérieur de ces réservoirs peuvent altérer la qualité de l'eau distribuée.

2.2.1 Origine et nature des bactéries dans un réservoir d'eau potable

Les bactéries retrouvées à l'intérieur d'un réservoir d'eau potable peuvent provenir de l'eau distribuée dans les canalisations à l'amont du réservoir, d'une infiltration par la structure (toit/mur) du réservoir ou d'une défaillance des équipements annexés au réservoir (O'Neill et Parry, 1997).

Une étude sur la population bactérienne d'un réservoir d'eau potable indique la présence d'organismes diversifiés (Amblard *et al.*, 1996). En effet, les différentes communautés retrouvées sont les bactéries, les protozoaires, les microalgues, les rotifères et les crustacés pour une concentration en chlore dans le réservoir d'environ 0,3 mg/L. Les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) représentent 85 à 91% du biovolume total de

l'ensemble des communautés. De plus, Kerneïs *et al.* (1995) observent une augmentation de la concentration en BHA lors du passage de l'eau traitée dans un réservoir d'eau potable. Aussi, cette tendance à la hausse dans le nombre de BHA est observée avec le transit de la même eau dans plusieurs réservoirs.

Les protozoaires dénombrés sont essentiellement des flagellés, des ciliés et des amibes nus. La dynamique saisonnière des protozoaires montre que les flagellés se développent parallèlement aux communautés bactériennes (Amblard *et al.*, 1996). Par ailleurs, les amibes et les ciliés sont observés de décembre à février suivi d'une baisse en avril correspondant au développement des rotifères et des crustacés. La dynamique de ces différents micro-organismes, particulièrement les bactéries et les protozoaires flagellés, suit un cycle saisonnier selon la température de l'eau du réservoir.

2.2.2 Facteurs favorisant la recroissance des bactéries dans un réservoir d'eau potable

La configuration hydraulique est l'un des paramètres les plus important à une bonne gestion de l'eau traitée à l'intérieur d'un réservoir. Une mauvaise gestion du transit de l'eau à l'intérieur d'un réservoir peut se traduire par la formation de zones mortes (Boulos *et al.*, 1996; Grayman *et al.*, 1996). En effet, Gauthier *et al.* (2000) attribuent la baisse considérable du résiduel de chlore dans un réservoir d'eau potable d'une grande municipalité, au temps de séjour pouvant varier entre 5,6 et 7,9 jours. Une modification de la configuration hydraulique de ce réservoir (fermeture d'un compartiment et changement du cycle de pompage) a permis de diminuer les temps de séjour et d'obtenir en conséquence une concentration de chlore résiduel supérieure à 0,1 mg/L dans le réservoir et dans la zone de distribution correspondante.

Les sédiments retrouvés dans le fond des réservoirs favorisent également la croissance des bactéries et ce sont surtout les conditions hydrauliques (faible vitesse des eaux) qui contribuent à l'accumulation de ces sédiments. Les sédiments sont composés de matières organiques, inorganiques et de micro-organismes (Gauthier *et al.*, 1999a; Schreiber et Schoenen, 1994). Les oxydes d'aluminium, de fer, de manganèse et de calcium sont les principaux composés inorganiques retrouvés. La proportion des composantes organiques et minérales dans les sédiments est respectivement d'environ

20 et 80% (Gauthier *et al.*, 1999a). De plus, on peut y retrouver des métaux toxiques tels le zinc, le cuivre, le plomb et le cadmium. Les micro-organismes ont une grande affinité pour les sédiments puisqu'ils y retrouvent la nourriture nécessaire à leur développement et, aussi, une protection contre les oxydants.

Schreiber et Schoenen (1994) dénombrent plus de 9000 organismes par litre de sédiment. Lors de cette étude, le groupe dominant dénombré, en terme de nombre, sont les rotifères. Aussi, une étude réalisée par Douki (2000) révèle la présence de BHA et dans certains cas de coliformes dans les sédiments présents dans le fond de réservoirs de la ville de Montréal. Les coliformes totaux ont été détectés dans deux cas sur douze et la concentration en BHA était de l'ordre de 10^6 UFC/mL.

L'état de la structure ainsi que les équipements annexés (pompes, évents) au réservoir peuvent, dans quelques cas, augmenter la possibilité d'intrusion de micro-organismes et contribuer à la dégradation de la qualité de l'eau à l'intérieur du réservoir. Bien que la majorité des réservoirs soient en bon état, les eaux de pluie et les eaux souterraines peuvent pénétrer directement à travers les ouvertures aménagées sur les toits ou à travers les murs ayant des défauts d'étanchéité. L'aménagement d'aire récréatif ou de parc au dessus d'un réservoir peut également favoriser l'introduction de micro-organismes dans l'eau par la présence fréquente de gens et d'animaux domestiques au dessus du réservoir.

L'utilisation de certains produits pour protéger la surface interne du réservoir peut également s'avérer être une autre source de contamination. En effet, l'utilisation d'un protecteur minéral à la surface des parois de béton dans un réservoir d'eau potable, en Allemagne, a favorisé la formation de corrosion microbienne sur les murs à l'intérieur du réservoir (Herb *et al.*, 1995). Ainsi, la concentration de bactéries retrouvée dans les dépôts de corrosion était de 10^6 cell/g avec un résiduel en chlore libre de 0,3 mg/L.

Les huiles utilisées pour l'entretien et la lubrification des équipements mécaniques du réservoir dont les pompes peuvent également s'avérer une source de contamination. En effet, le contact de certaines huiles avec l'eau potable peut permettre le développement et la croissance de micro-organismes hétérotrophes étant donné le caractère biodégradable de certaines huiles de lubrification (Sidorowicz, 1996; White et lechevallier, 1993).

On constate avec les recherches effectuées jusqu'à maintenant (Amblard *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 2000) que les réservoirs d'eau potable sont des lieux susceptibles de provoquer une dégradation de la qualité de l'eau puisque les sources de contamination sont diverses et que de nombreuses hypothèses permettent d'expliquer la présence de coliformes à la sortie du réservoir.

CHAPITRE 3

Caractérisation hydraulique du réservoir McTavish

3.0 Introduction

De récentes études (Amblard *et al.*, 1996 ; Gauthier *et al.*, 2000 ; Gatel *et al.*, 1996) démontrent que les conditions retrouvées à l'intérieur des réservoirs altèrent la qualité de l'eau distribuée. La dégradation de la qualité de l'eau est souvent attribuable à une mauvaise conception et gestion du transit de l'eau à l'intérieur de ces réservoirs (Boulos *et al.*, 1996 ; Grayman *et al.*, 1996) se traduisant le plus souvent par la formation de zones mortes.

On retrouve six réservoirs d'eau potable sur le réseau de distribution de la ville de Montréal tous situés sur le Mont-Royal à différents niveaux: McTavish, du Sommet, de Châteauford, Côte des Neiges, Vincent d'Indy et de la Montagne.

Le réservoir McTavish dessert en eau potable les zones 2,3,4,5 et 6 du réseau de distribution de la ville de Montréal (figure 3.1) et il est alimenté par la chambre de mélange des deux usines de traitement de la ville de Montréal soit l'usine Atwater et Charles J. DesBaillets.

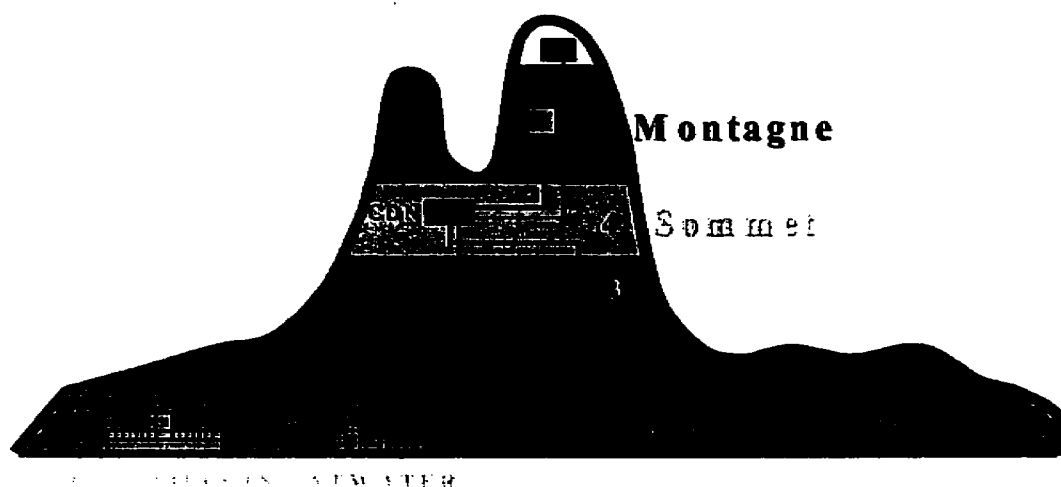


Figure 3.1: Réseau de distribution de la ville de Montréal selon les différentes zones

La mise en service du réservoir McTavish s'est effectuée lors de la première moitié du 20^e siècle. Il a été principalement construit en béton. Il comprend 6 compartiments dont certains sont reliés entre eux. Sa capacité totale est de 150 000 m³. Le réservoir

comprend 6 entrées dont 5 qui sont actuellement en service (60", 48", 36", 24"O, 24"E) et un poste de pompage incluant 10 pompes (U1 à U10), acheminant l'eau soit aux résidents ou au réservoir Côte-des Neiges et Vincent d'Indy (figure 3.2).

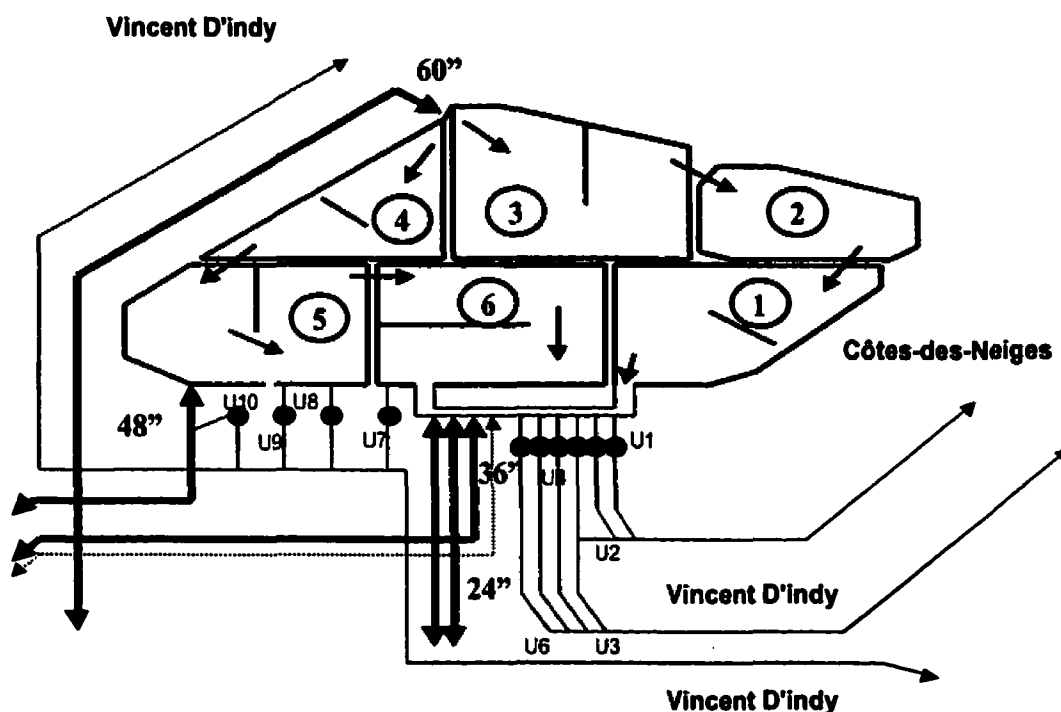


Figure 3.2: Représentation schématique du réservoir McTavish

L'étude de la variation de la qualité de l'eau dans le réservoir et la localisation de l'origine des coliformes demandent, avant tout, de bien comprendre l'hydraulique du réservoir. Aussi, l'identification des entrées du réservoir ainsi que le sens d'écoulement de l'eau dans les conduites d'entrées s'avèrent nécessaires comme point de départ à la caractérisation hydraulique du réservoir.

Les objectifs de l'étude présentée ici sont:

- d'identifier toutes les entrées et sorties du réservoir
- de connaître le débit moyen des entrées du réservoir McTavish
- d'établir le temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir McTavish

- d'évaluer le sens d'écoulement de l'eau à l'intérieur du réservoir

3.1 Matériel et méthodes

Afin d'avoir une meilleure compréhension de l'hydraulique du réservoir McTavish, l'installation de débitmètres aux différentes entrées s'est avérée essentielle. Cette section s'attache donc aux traitements et à l'interprétation des résultats reliés à l'acquisition de données des débitmètres.

3.1.1 Les débitmètres

Cinq débitmètres ont été installés, un sur chacune des entrées en fonction au réservoir (60", 48", 36", 24"O, 24"E). Les débitmètres utilisés sont de type Flo-tote de Marsh McBirney Inc, modèle 268DS, relié à une sonde électromagnétique MMI, modèle 280, de 1 pouce de diamètre.

La vitesse de l'eau varie de 0, à la paroi des canalisations, pour atteindre une vitesse maximale à son centre. Cette distribution théorique de la vitesse est causée essentiellement par la friction de l'eau sur la paroi des canalisations. Une augmentation de la vitesse de l'eau ou un changement du régime d'écoulement, de laminaire à turbulent, dans la canalisation sera plus sensible ou davantage mesurable à proximité de la paroi des conduites. La sonde électromagnétique mesure la vitesse de l'eau à une distance approximative de 1/8 du diamètre de la paroi de la canalisation. Une correction est ensuite apportée afin de tenir compte de la distribution théorique de la vitesse à l'intérieur de la conduite. Le débit est calculé automatiquement en multipliant la vitesse moyenne par l'aire de la conduite.

L'avantage d'utiliser ces débitmètres se traduit par leur facilité d'installation et leur système d'acquisition de données. L'acquisition des données est réalisée en continue et la collecte des données s'effectue sur le terrain.

Les données de débit ont été recueillies hebdomadairement aux 5 entrées du réservoir McTavish et l'acquisition de données est effectuée à l'aide d'un ordinateur portable sur le terrain. L'acquisition et le traitement des données est réalisée du 19 juin au 8 octobre 1999 pour l'ensemble des entrées. La configuration initiale des débitmètres ont permis

une saisie des données de débit à un intervalle de 1 minute et ce en continu. Les données ont, toutefois, été prises à un intervalle de 5 minutes à partir du 15 Août 1999. Le logiciel Flo-Ware, version 1.30, de Marsh McBirney Inc permet de visualiser les données sous forme graphique (débit (l)) et sous forme de rapport où il nous informe des données de vitesse (pi/s) et de débit (pi³/s) obtenues pour chacun des temps. L'utilisation du tableur Excel de Microsoft Office permet une conversion des données de débit en L/s.

3.2 Résultats et discussion

Les données de débit nous ont permis de confirmer que les « entrées » d'eau sont réellement des entrées, de connaître le débit moyen pour chacune des entrées et de réaliser un bilan de masse sur l'ensemble du réservoir.

3.2.1 Débit aux entrées

Le tableau suivant résume les débits moyens hebdomadaires obtenus pour les 5 entrées pour 4 semaines de la période estivale soit du 26 Juin au 23 Juillet 1999.

Tableau 3.1: Débits moyens (L/s) hebdomadaires aux entrées du réservoir McTavish pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999

Entrée	26/06 - 02/07	03 - 09/07	10 - 16/07	17 - 23/07	Moyenne
60"	5380	5479	5534	5591	5496
48"	519	499	591	535	536
36"	1260	1521	1759	1690	1558
24E"	227	225	243	235	233
24O"	149	194	212	203	190

D'abord, on observe que la conduite de 60" est l'entrée principale du réservoir McTavish avec un débit moyen de 5496 L/s soit environ 69% du débit total entrant dans le réservoir. La conduite 36" est la deuxième entrée principale avec un débit moyen de 1558 L/s correspondant à 19% du débit total entrant. Finalement, les conduites de 48",

24"E et 24"O représente 12% du débit total entrant avec des débits respectifs moyens de 536, 233 et 190 L/s.

Les données de débit nous ont également permis de tracer des graphiques du débit en fonction du temps pour les différentes entrées (Chevalier, 1999). On observe, de façon générale, une fluctuation journalière du débit assez importante (figure 3.3). En effet, on constate que les hautes pointes de débit sont surtout observées la nuit et ce pour la majorité des entrées.

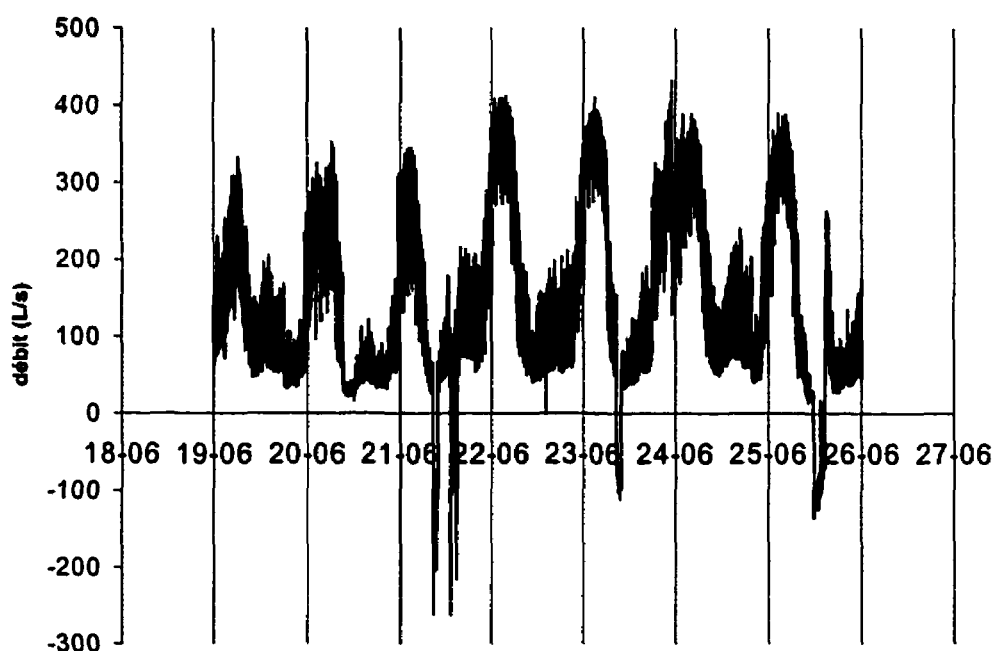


Figure 3.3: Débit en fonction du temps, entrée 24"O

Puisque la production d'eau à l'usine est relativement constante et que la consommation dans les zones 1 et 2 durant la nuit est faible, le remplissage du réservoir s'effectue la nuit. On constate d'ailleurs que la hauteur d'eau dans le réservoir augmente graduellement à partir de minuit pour atteindre une hauteur maximale en fin de matinée (figure 3.4). Les hautes pointes de débit observées à la figure 3.3 correspondent en effet à l'augmentation du niveau d'eau dans le réservoir.

Les débits négatifs observés occasionnellement aux entrées correspondent à un inversement du sens de l'écoulement dans la conduite. Ce qui signifie que ces conduites, à ce moment, servent de sorties au réservoir. Cet inversement du sens de l'écoulement de l'eau peut se produire, par exemple, lorsqu'il y a un arrêt partiel des pompes pour entretien aux usines de traitement.

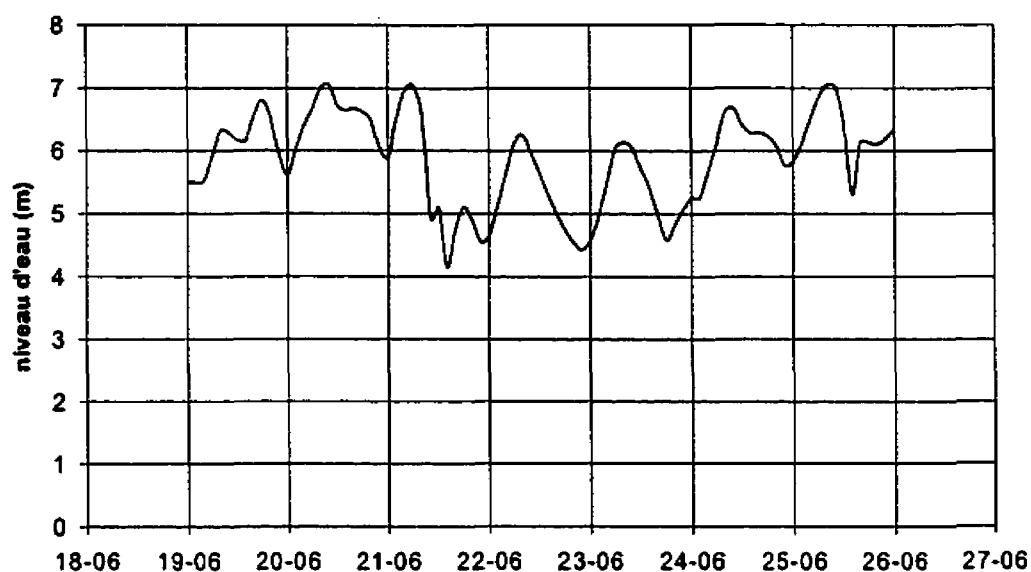


Figure 3.4: Niveau d'eau du réservoir en fonction du temps pour la période du 19 au 25 juin 1999

La variation de débit dans la conduite de 48" (figure 3.5) diffère de celle des autres conduites puisque la pompe 10 est raccordée directement sur cette entrée (figure 3.2). En effet, lorsque la pompe 10 est en fonction, l'eau à l'entrée du 48" est directement envoyée dans le réseau de distribution sans passer par le réservoir. La pointe de débit observée le 2 juillet correspond à un arrêt de la pompe 10 ce qui signifie que l'eau, en provenance du 48", est acheminée dans le réservoir. La différence entre le débit minimal (539 L/s) et maximal (2600 L/s) de la pointe de débit observée, à cette date, correspond au débit moyen de la pompe 10, soit 1,15 MGI/h, calculé à partir des données de débit mesurées et fournies par la ville de Montréal.

Le tableau 3.2 présente les débits et vitesses minimaux, maximaux et moyens obtenus ainsi que le nombre de Reynolds de chacune des entrées pour la période du 01 au 31 Août 1999.

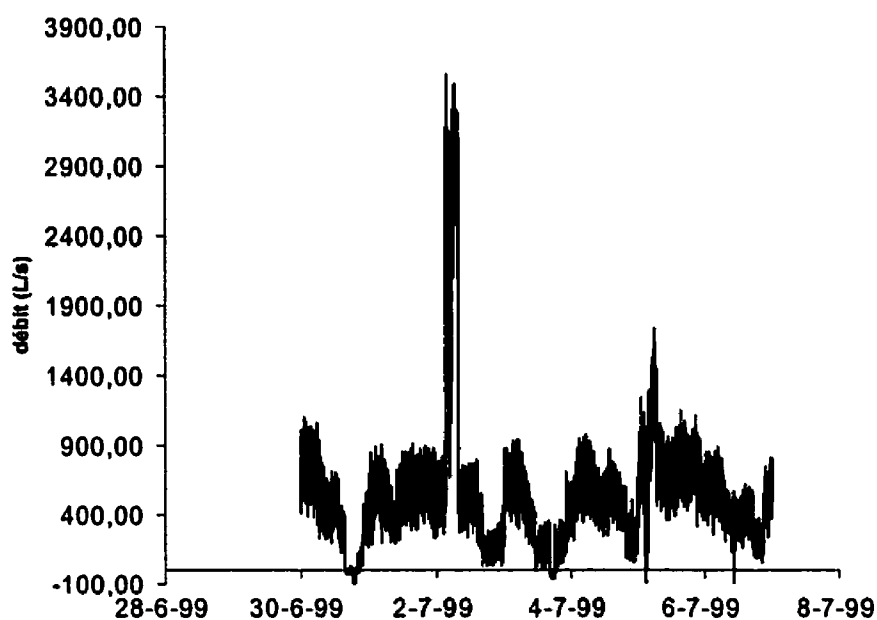


Figure 3.5: Débit (L/s) en fonction du temps, entrée 48\"/>

Tableau 3.2: Débits et vitesses minimaux, maximaux, moyens et nombre de Reynolds aux 5 entrées pour la période du 1 au 31 Août 1999

	Débit (L/s)			Vitesse (m/s)			Re
	Min.	Max.	Moy.	Min.	Max.	Moy.	Moy.
60"	0,24	7,32	5,7	0,13	4,01	3,12	4,76E6
48"	-0,79	4,30	0,54	-0,68	3,68	0,46	5,58E5
36"	-0,48	2,92	1,02	-0,73	4,45	1,55	1,41E6
240"	-0,19	0,41	0,16	-0,65	1,40	0,55	5,01E5
24E"	-0,09	0,46	0,19	-0,31	1,58	0,65	3,95E5

D'après ces résultats, on observe que toutes les entrées durant cette période, à l'exception du 60", servent occasionnellement de sortie au réservoir puisque tous les

débits minimaux observés sont négatifs. Il est à noter, toutefois, qu'une inversion de l'écoulement dans la conduite 60" a été observée à quelques reprises et pendant de courtes périodes durant l'été 1999.

Les débits les plus élevés sont observés dans la conduite 60" suivi du 48" alors que le débit moyen le plus faible est observée dans les deux conduites de 24". Le régime d'écoulement pour toutes les entrées est largement turbulent (tableau 3.2) puisque le régime d'écoulement est considéré laminaire si $Re < 2000$, turbulent si $Re > 4000$ et transitoire pour Re compris entre ces deux valeurs.

3.2.2 Bilan de masse du réservoir

Les données recueillies avec les débitmètres aux entrées du réservoir ainsi que les niveaux et les volumes d'eau pompés, fournies par la ville de Montréal, nous ont permis de réaliser un bilan de masse sur le réservoir. L'objectif du bilan de masse est non seulement d'évaluer le temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir mais également de vérifier si le volume d'eau entrant dans le réservoir correspond au volume d'eau distribué dans le réseau de distribution.

Le bilan de masse est réalisé par la relation suivante:

$$\Delta V = A \cdot \Delta h = (\Sigma Q_e - \Sigma Q_s) \cdot \Delta t$$

ΔV = Variation du volume d'eau dans le réservoir

A = Superficie du réservoir

Δh = Variation de la hauteur d'eau

ΣQ_e = Somme des débits entrants (MGI/d)

ΣQ_s = Somme des débits sortants (MGI/d)

Δt = Intervalle de temps du bilan de masse 19 juin
au 02 juillet 1999 (14 d)

La somme des débits (ΣQ_e) représente le débit total des 5 entrées (60", 48", 36", 24"O, 24"E) du réservoir pour la période t . La somme des débits (ΣQ_s) représente le débit total sortant des pompes 1 à 10. Les volumes d'eau pompés ainsi que la variation du niveau d'eau dans le réservoir sont tirés des données mesurées par la ville de Montréal.

Le bilan de masse nous indique que le volume journalier moyen entrant et sortant du réservoir sont respectivement de 597 600m³ et 666 000m³ avec un volume moyen minimal dans le réservoir de 118 753 m³ (Annexe A) .

Le temps de séjour moyen de l'eau est déterminé par la relation suivante:

$$TS \text{ moy} = Vol \text{ moy} / Qs \text{ moy}$$

où

Vol moy = volume d'eau moyen dans le réservoir

Qs moy = débit journalier moyen sortant

En considérant que le volume d'eau moyen dans le réservoir est de 118 753m³, nous pouvons évaluer un temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir à approximativement 4 heures 27 minutes pour un débit journalier sortant de 666 000 m³/d. Toutefois, ce temps de séjour peut varier légèrement selon la demande des consommateurs, dans les périodes de pointe ou lors d'urgence sur le réseau de distribution desservi.

Le pourcentage d'erreur sur le bilan de masse est de 3,9%. Ce pourcentage d'erreur est calculé par la différence entre le volume d'eau calculé et celui mesuré divisé par le volume moyen journalier entrant dans le réservoir (Annexe A). Ce résultat s'avère excellent puisque l'on doit tenir compte d'un pourcentage d'imprécision pour chacun des paramètres impliqué dans le calcul du bilan de masse. Les paramètres pouvant comporter des imprécisions, lors du calcul, sont les débits entrants, les débits sortants, la superficie du réservoir et la variation du niveau d'eau dans le réservoir.

Le débit entrant est mesuré par les débitmètres installés aux 5 entrées du réservoir et leurs pourcentages d'imprécision est de 5%. Les débits sortants et le niveau d'eau dans le réservoir sont mesurés et fournis par la ville de Montréal et la précision de ces mesures n'a pas été évaluée.

3.2.3 Bilan de masse du canal d'alimentation et d'aspiration

L'objectif du bilan de masse sur le canal d'alimentation consiste à vérifier si l'eau qui arrive par les entrées (36", 24"O, 24"E) va dans le réservoir ou est directement envoyée dans le réseau de distribution par les pompes 1 à 6 étant donné que ces pompes et ces entrées sont reliés à ce canal (figure 3.6). Le bilan de masse a été réalisé à l'aide de la relation suivante:

$$\Delta V = \Sigma V_e - \Sigma V_s$$

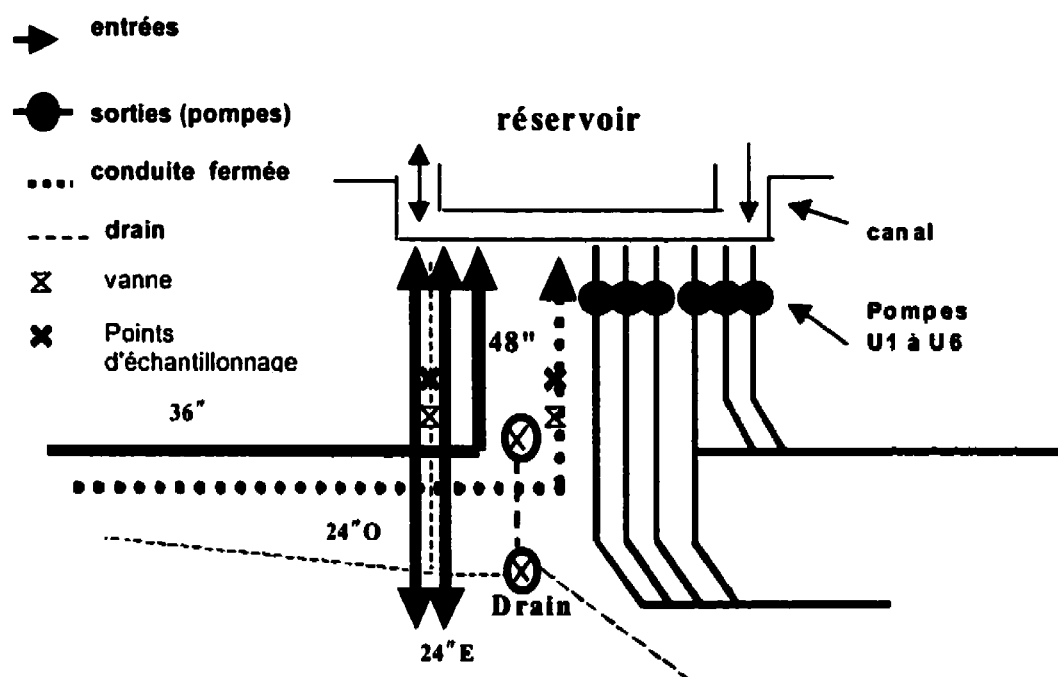


Figure 3.6: Canal d'aspiration et d'alimentation reliant les bassins 1 et 6 du réservoir

Une variation positive du volume indique une augmentation du volume de l'eau dans le réservoir. D'après les résultats du bilan de masse (Annexe B), on observe une variation négative du volume pendant une période moyenne de 8 heures dans la journée. Une variation négative de volume signifie qu'un volume plus important d'eau est acheminé dans le réseau de distribution par les pompes 1 à 6 que le volume d'eau entrant dans le réservoir par les 3 entrées (36", 24"O, 24"E). Dans ce cas, l'eau distribuée dans le réseau

provient et du réservoir et des 3 entrées. Le tableau 3.3 présente les données en chlore libre mesurées aux entrées et sorties reliées au canal d'alimentation lors de 3 campagnes d'échantillonnage à l'été 1999. Avec les données du 03 août, on observe que la concentration en chlore libre à la pompe 4 est supérieure à celle des pompes 1 et 2. Cela suggère que la pompe 4 serait directement alimentée par les entrées (36", 24"O, 24"E) puisque la concentration en chlore libre est similaire à celles des trois entrées alors que les pompes 1 et 2 seraient alimentés directement par le compartiment 1 du réservoir.

Tableau 3.3: Données en chlore libre (mg/L) aux entrées et sorties reliées au canal d'alimentation

	24"E	24"O	36"	U6	U5	U4	U3	U2	U1
20/07	0,50	0,49	0,72	0,52				0,45	
27/07	0,85	0,88	0,86					0,58	
03/08	0,82	0,78	0,82			0,82		0,52	0,61

On ne peut affirmer avec certitude l'origine de l'eau dans les pompes 2 et 6, le 20 juillet, puisque les concentrations en chlore libre des sorties sont similaires à celles des entrées. Toutefois on peut conclure que la pompe 2 est alimentée par le réservoir, le 27 juillet et le 3 août, car la concentration en chlore libre est de loin inférieure à celles des 3 entrées.

La mise en place d'une vanne murale entre les pompes et les entrées permettrait une meilleure exploitation de ce canal. En effet, l'eau en provenance des entrées 36", 24"O" et 24"E" pourrait être acheminée, avec certitude, directement dans le réservoir au lieu d'être court circuitée dans le réseau de distribution.

3.2.4 Sens d'écoulement de l'eau dans le réservoir

Les données en chlore libre aux différentes entrées / sorties ainsi que l'apport en débit de chacune des entrées du réservoir nous a permis d'évaluer le sens d'écoulement de l'eau à l'intérieur du réservoir. Aussi, la constance dans les concentrations en chlore

libre aux sorties, pour toutes les campagnes d'échantillonnage, nous donne un indice supplémentaire du transit de l'eau à l'intérieur du réservoir (Annexe C).

Avec un débit moyen de $5 \text{ m}^3/\text{s}$, la conduite 60" est l'entrée principale du réservoir: elle dessert en eau presque tous les compartiments (1, 2, 3 et 4) du réservoir. On suppose, tout d'abord, qu'une portion de l'eau du 60" est acheminée aux compartiments 3, 2 et 1 vers le canal d'aspiration où sont les pompes 1 à 6. Une autre portion de l'eau en provenance du 60" se dirige dans le compartiment 4, 5 et 6 pour desservir principalement les pompes 8 et 9 (figure 3.7).

L'entrée 48" contribue légèrement à desservir en eau le bassin 5, avec un débit moyen de $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, puisqu'elle alimente continuellement la pompe 10. Finalement, les autres entrées reliées au canal d'alimentation et d'aspiration desservent le bassin 6 et les pompes 1 à 6 dont principalement 4, 5 et 6.

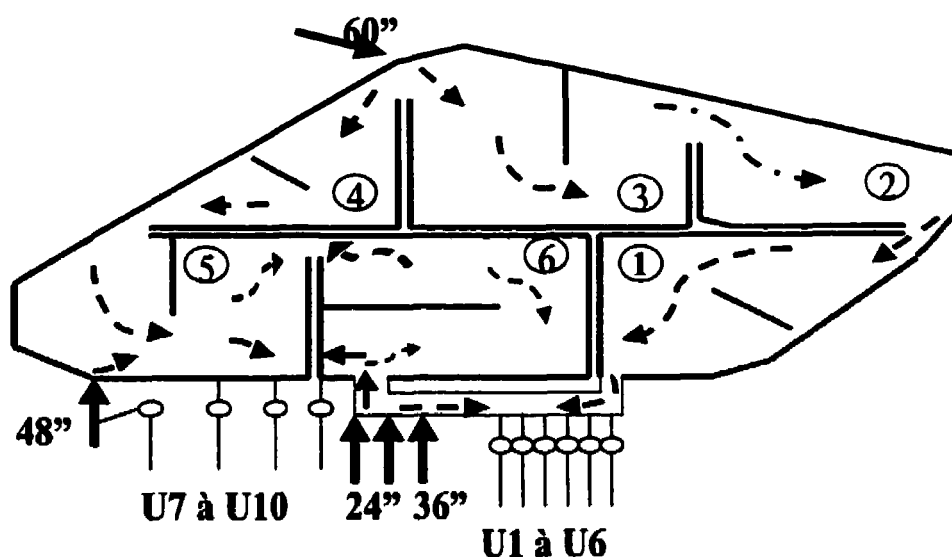


Figure 3.7: Mouvement de l'eau à l'intérieur du réservoir McTavish

Les concentrations en chlore libre observées aux entrées et sorties lors des campagnes d'échantillonnage nous donnent un indice supplémentaire du cheminement de l'eau dans le réservoir. Ce qui suit, présente donc l'évolution de l'eau dans le réservoir selon les concentrations en chlore libre mesurés le 03 août 1999 (tableau 3.4).

On constate, d'après ces valeurs, que les pompes 1 et 2 sont alimentées par la conduite 60" puisque les concentrations en chlore libre sont trop faibles pour provenir des entrées adjacentes (24"O, 24"E, 36"). Par ailleurs, les pompes 4 et 7 sont probablement alimentées par les 3 entrées du canal puisque les concentrations en chlore libre sont assez rapprochées. On suppose également que la pompe 8 est alimentée par l'eau en provenance de l'entrée 60" et 48" (bassin 5). Finalement, la concentration élevée de chlore mesurée à la pompe 10 s'explique par une alimentation directe de la conduite de 48" (figure 3.8).

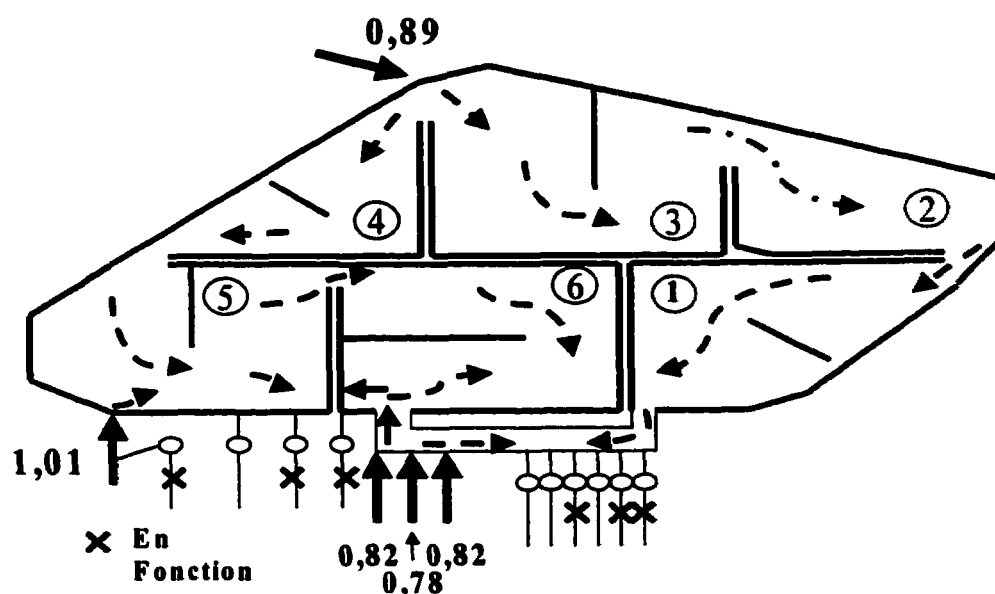


Figure 3.8: Concentration en chlore libre en mg/L aux différentes sorties, le 3 Août 1999

Tableau 3.4: Concentrations en chlore libre en mg/L mesurées aux pompes en fonction et aux entrées, 3 Août 1999.

Sorties	U1	U2	U4	U7	U8	U10
(mg/L)	0,61	0,52	0,82	0,75	0,72	1,03
Entrées	24"O	24"E	60"	48"	36"	
(mg/L)	0,82	0,78	0,89	1,01	0,82	

Cette analyse du transit de l'eau à l'intérieur du réservoir ne s'avère pas une étude approfondie basée sur un suivi détaillé du "fil de l'eau". Toutefois, les concentrations en chlore libre aux entrées et sorties ainsi que l'apport des débits pour chacune des entrées nous donne une bonne indication du cheminement de l'eau à l'intérieur du réservoir.

3.3 Conclusion

Les principaux objectifs de ce volet consistaient, tout d'abord, à connaître le débit moyen de chacune des entrées du réservoir McTavish et d'évaluer le temps de séjour moyen de l'eau à l'intérieur du réservoir. Le sens d'écoulement de l'eau dans les différents compartiments du réservoir a également été évalué à l'aide des données de débit et des valeurs en chlore libre.

Cinq débitmètres, Flo-tote de Marsh McBirney Inc, ont donc été installés aux différentes entrées du réservoir afin de connaître les caractéristiques hydrauliques attribuables au réservoir.

Les principaux résultats montrent que la conduite 60" est l'entrée principale du réservoir suivi de la conduite 36" avec un débit moyen respectif approximatif de 5500 L/s et 1560L/s. De plus, on constate qu'il y a, occasionnellement, inversion de l'écoulement de l'eau à toutes les entrées.

Un bilan de masse du réservoir nous a permis de déterminer un temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir d'environ 4 heures 27 minutes. Par ailleurs, le trajet de l'eau entre l'entrée 60" et les pompes U1 et U2 est probablement plus long que le temps de séjour moyen étant donné la forte consommation de chlore mesuré à ces points.

Une analyse réalisée à l'aide des valeurs obtenues des concentrations en chlore libre aux différentes entrées et sorties (pompes) et du bilan de masse sur le canal d'alimentation indique qu'un certain volume d'eau, en provenance des entrées, ne transiterait pas à l'intérieur du réservoir ce qui signifie que l'eau serait dirigée directement dans le réseau de distribution sans transiter dans le réservoir. Ceci est surtout observé au niveau du canal d'aspiration où l'eau en provenance des 3 entrées (36", 24O", 24E") est occasionnellement envoyée dans le réseau via les 3 pompes adjacentes (6, 5, 4).

Avec cette caractérisation hydraulique, on constate que plusieurs entrées ne s'avèrent pas nécessaires à un cheminement optimal de l'eau à l'intérieur de ce réservoir. En effet, la fermeture de certaines entrées, dont principalement celles reliées au canal d'alimentation et d'aspiration (36", 24O", 24E"), permettrait une meilleure répartition de l'eau. De plus, on connaîtrait avec certitude la trajectoire de l'eau de l'entrée aux différentes sorties.

CHAPITRE 4

Impact du réservoir sur la qualité de l'eau et localisation de la source de contamination en coliformes

4.0 Introduction

Plusieurs recherches réalisées récemment démontrent que les conditions environnementales retrouvées à l'intérieur d'un réservoir d'eau potable peuvent altérer la qualité de l'eau et favoriser la croissance des micro-organismes (Amblard *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 1999a). La température (Besner *et al.*, 1999; LeChevallier *et al.*, 1990), le résiduel d'oxydant (LeChevallier *et al.*, 1996; Mathieu *et al.*, 1992) et la concentration en carbone organique dissous biodégradable (Servais *et al.*, 1996) sont des facteurs classiquement responsables de la recroissance des bactéries dans l'ensemble du réseau de distribution. Outre ces facteurs, les paramètres spécifiques susceptibles de favoriser la prolifération des bactéries dans un réservoir d'eau potable sont les zones mortes (Boulos *et al.*, 1996; Gauthier *et al.*, 2000; Gatel *et al.*, 1996; Grayman *et al.*, 1996) et la présence de sédiments (Gauthier *et al.*, 1999a, Schreiber et Schoenen, 1994). Plusieurs autres facteurs sont susceptibles d'altérer la qualité de l'eau dans un réservoir dont, entre autres, l'état de la structure et les équipements annexés au réservoir (pompes distributrices, événements). Il existe toutefois peu de recherches à ce sujet mais ces facteurs nécessiteraient davantage d'investigations dans les études à venir.

Dans le cas du réservoir McTavish, les analyses microbiologiques et physico-chimiques réalisées ont permis d'évaluer la qualité de l'eau aux entrées et sorties et également à l'intérieur du réservoir. Ces analyses avaient pour but de localiser l'origine des coliformes mesurée au niveau de la volute des pompes placées à la sortie du réservoir. Les principaux résultats obtenus pour les deux campagnes d'échantillonnage (été 1999 et 2000) sont présentés dans cette section : tout d'abord, la démarche expérimentale (section 4.1) et les méthodes (section 4.2) sont présentées. Les résultats (section 4.3) comprend quatre parties, à savoir (1) l'évaluation de l'impact du réservoir sur la qualité de l'eau et la localisation des coliformes, (2) la détermination de l'origine des coliformes, (3) la discussion des hypothèses sur la production de ces coliformes et (4) l'évaluation de leur inactivation par le chlore présent dans l'eau.

4.1 Approches expérimentales

Différents points d'analyse pour caractériser la qualité de l'eau du réservoir McTavish ont été considérés tout au long du projet. Pour débiter, des prélèvements ont été réalisés aux entrées et aux sorties du réservoir afin de savoir si l'origine de la contamination en coliformes provenait du réseau de distribution, à l'amont du réservoir, ou du réservoir lui-même. L'absence de coliformes totaux aux entrées et le dénombrement régulier de coliformes aux sorties nous ont ensuite amené à échantillonner l'eau à l'intérieur de deux compartiments du réservoir ainsi que dans le canal d'alimentation reliant les pompes 1 à 6. L'absence de coliformes totaux au niveau de ces périphériques nous a conduit à une investigation plus approfondie des pompes (points à l'amont, à la volute, à l'aval ainsi que l'intérieur d'une des pompes).

En somme, les différents points analysés (figure 4.1) sont:

- Les 5 entrées du réservoir, opérationnelles au moment de l'étude,
- 2 bassins du réservoir
- La conduite 48" (fermée) et le drain 10" relié au canal d'alimentation
- La volute des pompes 1 à 10
- Les points en amont et en aval des pompes 7, 8, 9, 10
- Les points à l'aval des pompes 1 et 2
- L'intérieur de la pompe 6

Par ailleurs, plusieurs essais ont été réalisés afin de déterminer l'origine de la contamination en coliformes. Cette section présente les protocoles des principaux essais réalisés lors du projet.

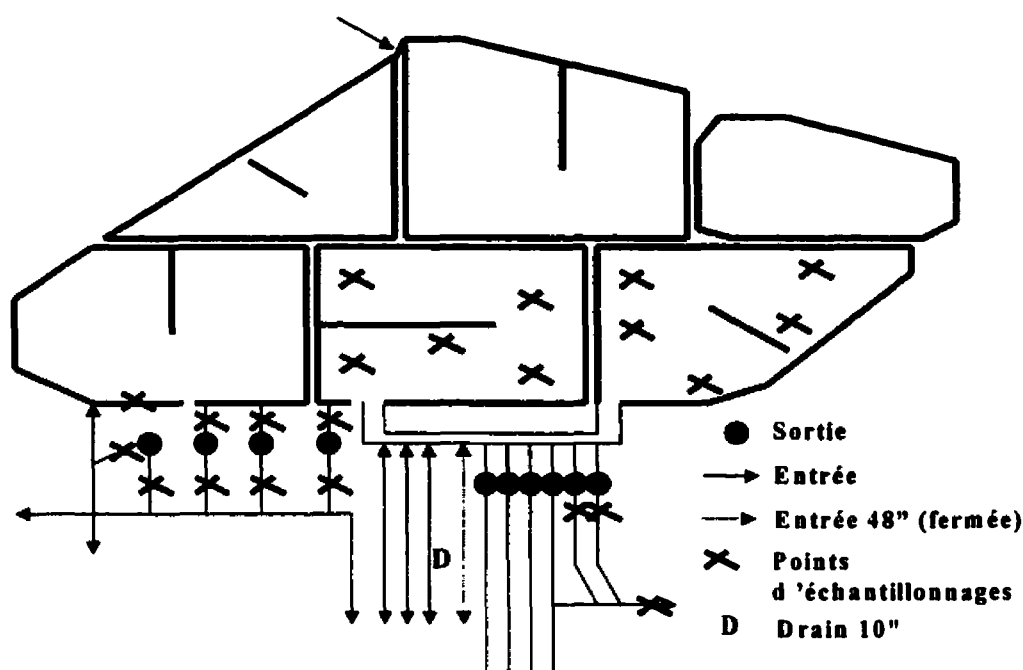


Figure 4.1: Emplacement des points d'échantillonnage

4.1.1 Échantillonnage des bassins 1 et 6 du réservoir

Cet essai a été réalisé afin de vérifier si les coliformes détectés aux pompes provenaient de l'intérieur du réservoir.

La campagne d'échantillonnage réalisée à l'intérieur du réservoir a nécessité la mobilisation d'une équipe de la ville de Montréal et de certains équipements: l'équipe de la ville de Montréal, à l'aide d'une grue, a dégagé les dalles de béton donnant accès à l'intérieur du réservoir. La ville de Montréal a également fourni deux zodiacs afin de prélever les échantillons à l'intérieur du réservoir. Les zodiacs sont chlorés avant d'être descendus dans le réservoir. Nous avons prélevé des échantillons d'eau à 5 endroits en surface et également en profondeur pour chacun des compartiments 1 et 6 (figure 4.1). Le choix du point d'échantillonnage a été déterminé à l'avance selon la configuration hydraulique du bassin à l'étude. Des sédiments, dans le fond du réservoir, ont également été prélevés à deux différents emplacements du bassin.

4.1.2 Échantillonnage du canal d'alimentation et d'aspiration

Cet essai a été réalisé afin de vérifier si les coliformes détectés aux pompes provenaient du canal d'alimentation reliant les pompes 1 à 6. Puisque les analyses

bactériologiques effectuées dans le réservoir et aux entrées ont démontré que l'origine des coliformes ne se localisait pas à ce niveau, il était nécessaire d'investiguer sur les sources de contamination potentielles en aval du réservoir et en amont des pompes. Il était donc important de vérifier la qualité bactériologique dans ce canal puisqu'elle est localisée à l'amont des pompes U1 à U6. La présence de sédiments ou d'un biofilm à la paroi de ce canal et un changement brusque de l'hydraulique pourrait permettre l'entraînement du biofilm ou des sédiments qui se retrouveraient au niveau des pompes. Cette hypothèse a donc été testée.

Des échantillons ont été prélevés sur le drain et la conduite de 48" (figure 3.6) reliés à ce canal. La conduite de 48" est une entrée qui n'est pas en fonction actuellement. Cette conduite est reliée au canal et une vanne motorisée est placée à environ 15 mètres à l'aval du canal pour isoler la conduite fermée. L'eau est donc stagnante dans cette partie de la conduite à l'amont de la vanne.

Le drain de 10" sert, en cas de fermeture du canal, à vidanger l'eau présente dans le canal. Une vanne, située à environ 15 mètres à l'aval du canal, est également présente afin d'éviter tout écoulement.

Deux prises d'échantillonnage ont donc été installées sur ces conduites à l'amont de ces robinets vannes. Nous avons ainsi recueilli 5 échantillons d'eau, à un intervalle de 15 minutes, après l'ouverture de chaque prise d'échantillon à un débit d'environ 1L/min.

4.1.3 Arrêt et redémarrage d'une pompe

Le but de cet essai consiste à connaître l'évolution dans le temps de la population bactérienne, à la volute de la pompe, lorsque la pompe est à l'arrêt et lors de son démarrage. Cet essai nous permet de savoir plus spécifiquement si les coliformes et les BHA adoptent le même comportement pour différentes mécanismes de fonctionnement de la pompe.

Ce type d'essai a été réalisé à deux reprises soit le 20 septembre 1999 et le 22 août 2000, aux pompes 2 et 6. Pour la pompe 2 qui fonctionne de manière quasi continue, trois échantillons consécutifs sont prélevés dans une bouteille en plastique stérile de 1L, contenant préalablement 1 ml de thiosulfate de sodium: l'intervalle de temps était de 2 minutes lorsque la pompe était en fonction (figure 4.2). Ensuite, trois autres échantillons

sont prélevés à un intervalle de deux minutes lorsque celle-ci est à l'arrêt. Finalement, trois échantillons sont recueillis immédiatement après le redémarrage de la pompe.

La procédure d'échantillonnage pour la pompe 6 est inversée. Elle est basée sur le fait que les 3 premiers échantillons sont prélevés lorsque la pompe est à l'arrêt (figure 4.2). Le dénombrement des coliformes totaux, des colonies atypiques et des BHA a été réalisé pour chacun des échantillons. Pour chacun des essais, le pH, la température et le chlore résiduel sont mesurés sur le site lorsque la pompe est en fonction.

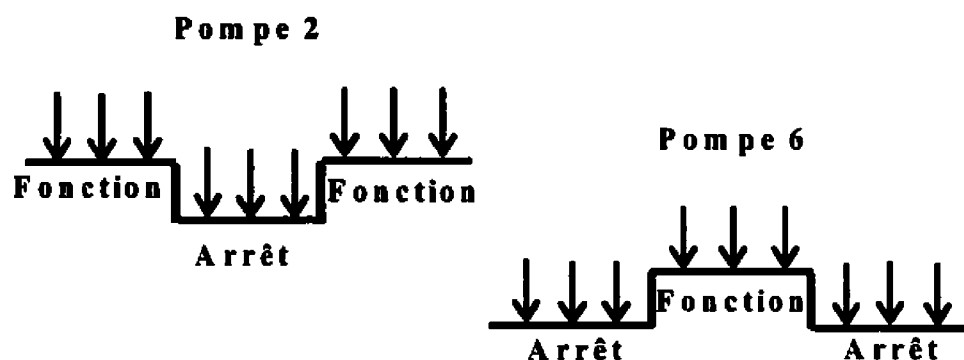


Figure 4.2: Schéma de la procédure d'échantillonnage des pompes 2 et 6 lors des séquences « arrêt / redémarrage » (Les flèches indiquent les prélèvements)

4.1.4 Test de dispersion des particules en laboratoire à l'aide d'une pompe en circuit fermé

Le but de l'essai consiste à vérifier si on observe une augmentation dans le temps des coliformes totaux et des colonies atypiques lors du passage répété de l'eau dans le mécanisme d'une pompe ce qui traduirait un relargage de coliformes lors de la dispersion des particules. La figure 4.3 présente le montage utilisé pour cet essai.

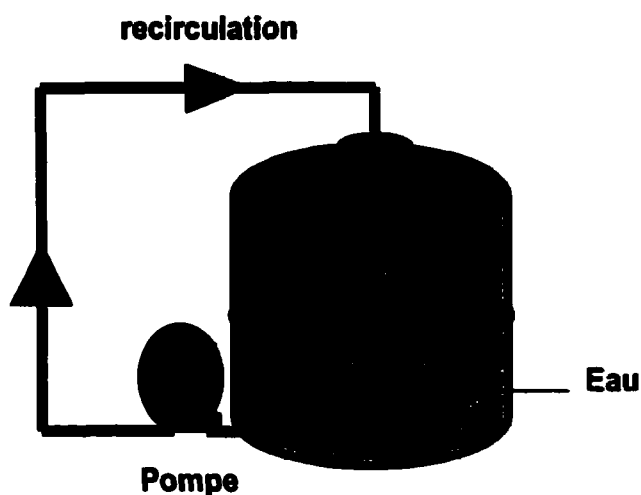


Figure 4.3: Montage de laboratoire - pompe en circuit fermé

Le récipient est constitué d'une bonbonne en plastique de 50 litres et la conduite de recirculation est un tube en PVC flexible. Une pompe centrifuge avec un débit constant de 7,5 L/min a été utilisée. Un dispositif d'échantillonnage en plastique est également installé à l'amont de la pompe, à la sortie du récipient, afin de recueillir les échantillons. Avant le début des essais, le montage est désinfecté pendant 12 heures avec une solution contenant 50 mg/L de chlore. Le montage est ensuite rincé 1 fois avec de l'eau déminéralisée. Ensuite, un échantillon de 25 litres est recueilli sur le site, à l'amont de la pompe 7, dans un récipient en plastique stérile, contenant 25 mL de thiosulfate de sodium. Le volume d'eau utilisé pour cet essai est de 20 litres et les échantillons sont prélevés après que ce volume d'eau ait circulé à travers la pompe 2, 5 et 10 fois. Des échantillons de 500 mL sont utilisés afin de déterminer les concentrations en coliformes totaux et en colonies atypiques. Un échantillon témoin est prélevé avant le début de l'essai afin de déterminer la concentration initiale en coliformes dans l'échantillon. Un essai préliminaire a été réalisé avec de l'eau milli-Q afin de vérifier qu'il n'y a pas de contamination bactérienne provenant du montage ou de l'eau utilisée pour le rinçage. Cet essai a été réalisé trois fois durant la campagne d'échantillonnage de l'été 2000 soit le 3 août avec de l'eau prélevée à la volute de la pompe 2 ainsi que les 7 et 10 août avec de l'eau prélevée à l'amont de la pompe 7.

4.1.5 Essais de filtration

Le but de cet essai consiste à vérifier si on observe une dispersion des particules lors du passage de l'eau dans les pales de rotation de la pompe. Cet essai a pour but principalement de vérifier, d'une part, si on observe une différence dans le nombre de particules entre le point amont, la volute et l'aval de la pompe (figure 4.4) et, d'autre part, si une augmentation dans le dénombrement de coliformes totaux ou des colonies atypiques est observée à l'aval de la pompe comparativement à l'amont et à la volute de cette même pompe.

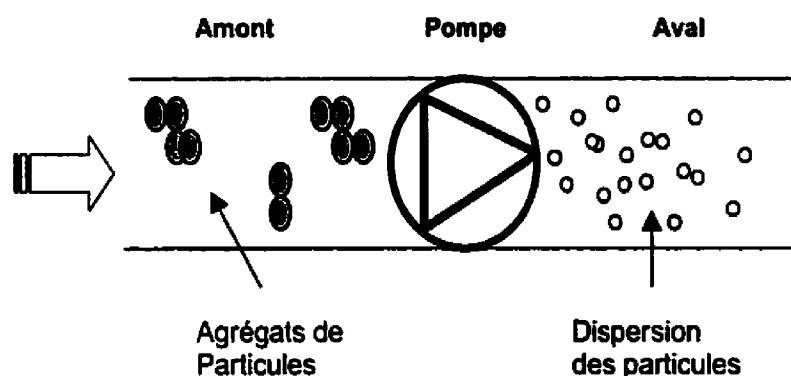


Figure 4.4: Schéma explicatif de l'hypothèse de la dispersion des particules aux pompes

Aux fins de cette analyse des échantillons ont été prélevés à l'amont, à la volute et à l'aval de la pompe 7. 50 litres d'eau sont d'abord filtrés, sur des filtres en fibre de verre AP40 (Millipore, ref. 04705). La moitié du filtre (filtre₁) est analysé par sonication et avec l'autre (filtre₂) est réalisé une mesure directe des coliformes totaux au Colilert (IDEXX, WP020). Le filtre₁ est placé dans un flacon en plastique stérile de 200 mL contenant 100ml d'une solution saline à 0,85%. Ensuite, la surface du filtre est soumise aux ultrasons (Cole Parmer instruments, modèle CP 70T, série 28294) pendant 2 minutes à une puissance de 2,5 W. Par la suite, 1, 10 et 100mL du sonicat sont analysés pour dénombrement de coliformes totaux et atypiques (cf. 4.2.2). Le filtre₂ est découpé en trois parties ($\frac{1}{4}$, $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$). Les portions de filtre sont ensuite immergées dans 100mL d'une

solution saline à 0,85% contenant une ampoule de Colilert (IDEXX, WP020) (cf. 4.1.4). La figure 4.5 illustre sommairement la procédure utilisée.

En parallèle à cette filtration, 15 litres d'eau sont passés sur un filtre en acétate de cellulose MF5 de porosité de $5\mu\text{m}$ (Millipore, ref.SMWP) pour visualisation microscopique par marquage au DAPI à $5\mu\text{g/mL}$: le temps de fixation est de 10 minutes. Cet essai permet de quantifier les particules présentes à l'amont, la volute et l'aval de la pompe.

À chacun des points de la pompe, un litre d'eau est également recueilli et placé dans une bouteille en plastique stérile contenant 1 mL de thiosulfate de sodium en vue du dénombrement de coliformes totaux et atypiques par filtration sur milieu de culture m_Endo.

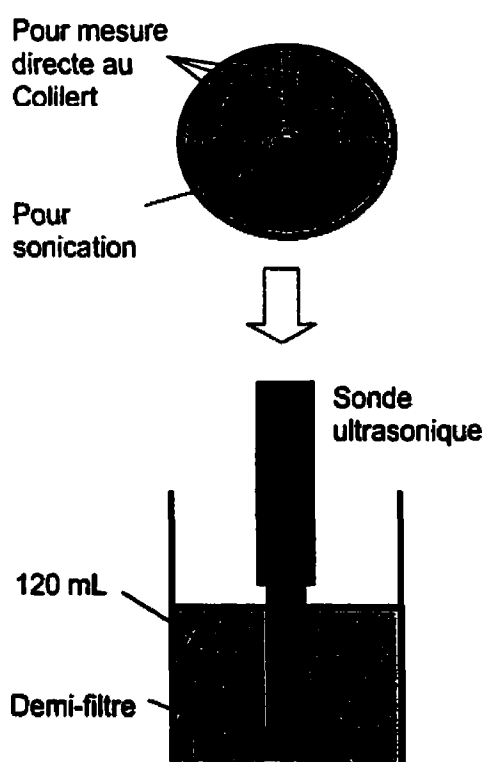


Figure 4.5: Caractérisation microbiologique des particules retenues par le filtre lors des essais de filtration

4.1.6 Essais de la cinétique d'inactivation des coliformes

Cet essai a pour objectif de montrer que les coliformes dénombrés à la volute de la pompe sont désinfectés rapidement lorsqu'ils sont en contact avec le chlore résiduel dans l'eau. Cet essai pourrait expliquer pourquoi les coliformes dénombrés à la volute de la pompe ne sont pas détectés à l'aval .

Le principe de l'essai consiste à neutraliser le chlore présent dans l'échantillon après un temps de contact de 2, 4, 8 et 10 secondes et à mesurer les micro-organismes résiduels.

Un litre d'eau est prélevé à la volute de la pompe et placé dans une bouteille en plastique stérile, contenant 1 mL de thiosulfate de sodium. Cet échantillon permet de connaître la concentration initiale ($t=0s$) en coliformes totaux et en colonies atypiques dans l'eau. Ensuite, un échantillon d'eau est recueilli pendant 2 secondes dans une bouteille en plastique stérile sans thiosulfate de sodium. Immédiatement après le prélèvement, 1mL de thiosulfate de sodium est inséré dans l'échantillon afin de neutraliser le chlore présent dans l'échantillon. Le même essai est réalisé pour des temps de contact de 4, 8 et 10 secondes. Le volume d'eau filtré pour le dénombrement des coliformes totaux, incluant les colonies atypiques, et les BHA est respectivement de 400 mL (4 X 100mL) et de 200 mL (2 x 100mL) pour chacun des temps. Cet essai a été réalisé à la volute de la pompe 1, le 6 septembre 2000, et à la volute de la pompe 2, le 30 août et le 6 septembre 2000.

4.2 Matériel et Méthodes

Plusieurs campagnes d'échantillonnage se sont avérées nécessaires afin d'évaluer la qualité de l'eau au réservoir et de trouver la source de contamination en coliformes. Cette section décrit la méthodologie et les protocoles analytiques utilisés au cours du projet.

4.2.1 Matériel d'échantillonnage et méthodes de prélèvements

Des analyses microbiologiques et physico-chimiques sont réalisées pour chacun des principaux points d'échantillonnage. Par ailleurs, les méthodes utilisées pour le prélèvement des échantillons diffèrent selon l'emplacement du point d'échantillonnage. Cette section décrit le matériel d'échantillonnage utilisé ainsi que les méthodes de prélèvement utilisées pour les essais réalisés.

Tous les échantillons pour les analyses bactériologiques et la mesure de la turbidité ont été recueillis dans des bouteilles en plastique de 1L. Ces bouteilles sont préalablement lavées (nettoyage au Versa-Clean, puis rincées une fois à l'eau froide et deux fois à l'eau distillée dans un lave-vaisselle) puis stérilisées à l'autoclave (121°C pendant 15 minutes). 1mL d'une solution à 10% (M/V) de thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) est ajouté avant la stérilisation afin de neutraliser le résiduel de chlore dans l'eau.

A) Bassin 2 et 6 du réservoir

Les échantillons en surface du réservoir sont prélevés minutieusement à la main avec un bécher de 1,5 L stérilisé. L'eau est ensuite transférée directement dans des bouteilles en plastiques stériles de 1L contenant 1 mL de thiosulfate de sodium. 4 béchers stériles ont été utilisés au total pour l'ensemble des points d'analyse de cette campagne soit 1 bécher pour les points en surface du bassin 2, 1 bécher pour les points en profondeur de ce même bassin, 1 bécher pour les points en surface du bassin 6 et, finalement, 1 bécher pour les points en profondeur du bassin 6.

Le dispositif utilisé pour le prélèvement de l'eau en profondeur est constitué d'une pompe à main et d'un vase d'expansion prolongé par un tube gradué. Le tube est descendu à une profondeur d'environ 2,5 mètres, l'eau est recueillie dans le vase puis transférée dans les bouteilles en plastiques stériles. Pour chacun des prélèvements, le

vase d'expansion est préalablement désinfecté avec une solution de chlore à une concentration d'environ 50 mg/L. Pour chacun des points d'échantillonnage, la température de l'eau est mesurée directement dans le réservoir. Le pH ainsi que le chlore total sont mesurés sur le site après les prélèvements. Les analyses bactériologiques et la mesure de la turbidité sont réalisées immédiatement après la campagne d'échantillonnage au laboratoire.

La procédure de prélèvement des sédiments est quasi identique à celle des échantillons en profondeur. Le tube est descendu dans le fond du réservoir, les sédiments sont prélevés avec de l'eau puis transférés dans les bouteilles de verre Pyrex de 1L. Des analyses de coliformes totaux et de BHA sur les sédiments ont été réalisés en laboratoire.

Outre les bouteilles en plastique stérile pour les analyses bactériologiques et la mesure de la turbidité, des bouteilles en verre Pyrex stérile de 1L sont utilisées afin de recueillir les sédiments dans le fond du réservoir. Ces bouteilles sont préalablement lavées et stérilisées à l'autoclave à 121°C pendant 15 minutes. 1mL d'une solution à 10% (M/V) de thiosulfate de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) est également ajouté avant la stérilisation.

B) Intérieur de la pompe.

L'ouverture d'une des pompes a permis de recueillir plusieurs types d'échantillons dont des tubercules et des fines particules de corrosion, des échantillons de graisses, d'eau et de téflon. Des frottis au niveau des pales de rotation et de l'arbre de la pompe ont également été réalisés à l'aide d'un coton-tige stérile. Les fines particules de corrosion et les autres échantillons solides sont prélevés à l'aide d'une spatule rigide préalablement stérilisée avec de l'éthanol et un brûleur à gaz. Tous les échantillons sont immédiatement placés dans une bouteille en verre Pyrex stérile de 250 mL contenant 100mL d'une solution saline à 0,85% en vue des analyses de coliformes totaux en laboratoire.

C) Les entrées et sorties du réservoir, points amont et aval des pompes

Pour les entrées et pour les points à l'amont et à l'aval des pompes, des tubes en PVC flexibles sont installés sur l'embout d'un arrêt de corporation situés sur la conduite. Ces

tubes sont préalablement désinfectés pendant environ 12 heures à l'eau de Javel à une concentration approximative de 50mg/L. Avant la mise en place du tube sur l'arrêt de corporation, l'embout est préalablement désinfecté avec de l'eau de javel. Une fois le tube mis en place, l'arrêt de corporation est ouvert et on laisse couler l'eau pendant 5 minutes avant de prélever l'échantillon.

Aux sorties du réservoir, l'échantillon est recueilli directement à la volute de la pompe après avoir laisser couler l'eau pour un temps minimum de 5 minutes (points de prélèvement de la ville de Montréal). Lors du prélèvement des échantillons, une attention particulière est prise afin d'éviter une contamination extérieure. Ainsi, on évite un contact direct du goulot de la bouteille de prélèvement avec le point d'échantillonnage ou les mains.

Le chlore total résiduel (libre et combiné), la température et le pH sont mesurés sur le site. Les analyses bactériologiques et la mesure de la turbidité sont réalisées après la campagne d'échantillonnage au laboratoire en de 4 heures après le prélèvement des échantillons au réservoir.

Pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999, 7 prélèvements ont été effectués aux entrées et 12 prélèvements aux pompes en fonction lors de l'échantillonnage. Pour la campagne de l'été 2000, 12 campagnes sont réalisées pour le suivi de la qualité de l'eau aux points à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes.

4.2.2 Méthodes analytiques

Pour la majorité des échantillons recueillis, des analyses bactériologiques et physico-chimiques ont été réalisées. Les paramètres bactériologiques évalués sont les bactéries hétérotrophes aérobies (BHA), les coliformes totaux et atypiques. Les paramètres physico-chimiques sont la température, le pH, le chlore résiduel total et la turbidité. Le tableau 4.1 résume les méthodes utilisées pour chacun des paramètres avec leur référence respective.

Tableau 4.1: Méthodes analytiques utilisées

Paramètres	Méthodes Analytiques	Références
Microbiologiques		
BHA	Filtration, incubation sur milieu R2A à 20°C pendant 7 jours	APHA, 9215-D
Coliformes Totaux	Filtration, incubation sur m-Endo à 35°C pendant 24 heures	APHA, 9222B
Confirmation des Coliformes:		
Test oxydase	Milieux liquides avec indicateur coloré	APHA, 9225E
Test rouge de méthyle		APHA, 9225E
Test ONPG		APHA, 9223 B
Identification des coliformes totaux	Test API 20E	Biomérieux
Physico-chimiques		
Température	Thermocouple	
pH	Sonde	APHA, 4500-HB
COT	Oxydation UV-Persulfate	APHA, 5310C
Chlore résiduel	Titrimétrie à la DPD-FAS	APHA, 4500-Cl F.

A) Bactéries hétérotrophes Aérobie (BHA)

Le dénombrement des BHA a été réalisé sur tous les échantillons recueillis. Pour les premières campagnes de l'été 1999, 10 mL et 100mL en duplicata ont été filtrés sur une rampe de filtration classique au travers de filtres de porosité 0,45µm (Millipore, HAWG047S3). Par la suite, 100mL en duplicata seulement ont été filtrés. La mise en culture est faite sur un milieu R2A (Difco, 1826-17-1) avec incubation à 20°C pendant 7 jours. Les résultats sont exprimés en unité formatrice de colonie (UFC) par mL.

Pour le dénombrement des BHA dans les sédiments, l'échantillon (mélange eau - sédiment) est agité rigoureusement. Ensuite, 20 mL du mélange est prélevé et inséré dans une bouteille en verre Pyrex stérilisé de 250mL contenant 80 mL d'une solution saline à 0,85%. Des dilutions de cette solution sont ensuite réalisées: 10^{-1} , 10^{-2} , 10^{-3} et

10⁻⁴. Par la suite, les échantillons sont filtrés au travers de filtres de porosité 0,45µm (Millipore, HAWG047S3) et incubés sur milieu R2A (Difco, 1826-17-1) à 20°C pendant 7 jours.

B) Coliformes totaux

Les échantillons sont filtrés sur une rampe de filtration classique au travers de filtres de porosité 0,45µm (Millipore, HAWG047S3). Les volumes filtrés varient de 400mL à 1000mL. La filtration d'un volume d'eau plus élevée permet d'améliorer la limite de détection des coliformes. La mise en culture est faite en parallèle sur 2 milieux de culture, soit m-Endo (Difco, 0736-17) et MT7 (Difco, 0018-15-3) à 35°C pendant 24 heures. L'utilisation parallèle de 2 milieux de culture permet principalement de comparer si l'on obtient des résultats similaires en coliformes totaux d'un milieu à l'autre.

Les résultats sont exprimés en unité formatrice de colonie (UFC) par 100mL. Les colonies vertes métalliques et jaunes se développant respectivement sur le milieu de culture m_Endo et MT7 sont des coliformes totaux alors que les autres colonies sont des colonies atypiques. On doit, toutefois, procéder à des tests de confirmation et d'identification, dans les deux cas, pour confirmer les espèces.

Si des colonies vertes métalliques ou jaunes sont détectées, des analyses de confirmation sont réalisées par le test oxydase (APHA, 9225E), test rouge de méthyle (APHA, 9225E) et ONPG (APHA, 9223B). Des réponses négatives au premier et positives aux autres confirment la présence de coliformes totaux. L'identification de l'espèce de bactéries coliformes est obtenue par des tests galeries API 20E (Biomérieux). Le nombre de bactéries pour lesquelles l'identification a été réalisée correspond à environ 10% des colonies vertes métalliques ou jaunes trouvées sur le milieu de culture pour la campagne été 1999 et 2000.

En ce qui concerne la détection de coliformes totaux dans les sédiments, l'échantillon (mélange eau - sédiment) est agité rigoureusement. Ensuite, 20 ml du mélange est prélevé et inséré dans une bouteille en verre Pyrex stérilisé de 250ml contenant 80 ml d'une solution saline à 0,85%. Une ampoule Colilert (IDEXX, WP020) est versée dans la bouteille et les échantillons sont incubés à 35°C pendant 24 heures. Après 24 heures, une coloration jaune indique un résultat positif.

La procédure de détection est presque identique pour les échantillons solides prélevés à l'intérieur de la pompe et les filtres lors de l'essai de filtration. L'échantillon est inséré dans une bouteille en verre Pyrex stérilisé de 250ml contenant 100 ml d'une solution saline à 0,85%. Une ampoule Colilert (IDEXX, WP020) est versée dans la bouteille et les échantillons sont incubés à 35°C pendant 24 heures. Après 24 heures, une coloration jaune indique un résultat positif.

4.2.3 Compteurs de particules

Deux compteurs de particules ont été installés respectivement à une entrée et une sortie du réservoir afin d'évaluer la variation, entre l'entrée et la sortie, quant à la concentration et à la taille des particules en suspension. La connaissance du nombre de particules en suspension entrant et sortant du réservoir nous permet de vérifier si on assiste à une sédimentation importante des particules dans le fond du réservoir mais nous permet surtout d'évaluer les variations de nombre de particules en suspension dans l'eau dans le temps .

Ces compteurs de particules sont de type Hiac / Royco (IBR, michigan, modèle VC-OL25). Un compteur de particules a été installé sur l'entrée 36" et l'autre, à la sortie du réservoir, à la jonction des pompes 1, 2 et 3. L'acquisition des données a été réalisé en deux périodes soit du 19 juillet au 19 septembre 1999 et de juillet à septembre 2000 . Pour la première période, Les deux compteurs de particules étaient reliés à un ordinateur compatible, situé au réservoir, pour une acquisition automatique des données grâce au logiciel FIX DMACS™. Le logiciel utilisé pour les compteurs de particules Hiac / Royco permet, entre autres, de visualiser

- le débit réel passant dans chacune des cellules de mesure des particules
- les comptes cumulatifs et différentiels des particules pour 4 différentes tailles
- l'évolution des comptes cumulatifs pour une période de 24 heures

Les données sont recueillies selon un compte cumulatif de la taille des particules. Chacun des fichiers indique, pour chaque intervalle de 10 minutes, la moyenne de particules / ml pour des diamètres supérieurs à 2, 5, 10 et 15µm pendant une période de 24 heures. L'enregistrement des données en format prédéfini, séparées par des

virgules, permet l'importation dans d'autres logiciels de type tableur commercial en vue d'une mise en forme des données et des graphiques.

Pour la deuxième période, les deux compteurs de particules sont reliés directement au service informatique de la ville de Montréal pour l'acquisition des données.

4.2.4 Turbidimètre

Un turbidimètre en continu, de type Turbidimeter HACH (modèle 18900) a été installé près du compteur de particules, à la sortie du réservoir à la jonction des pompes 1, 2 et 3. Le turbidimètre nous a permis d'évaluer la variation de la turbidité à la sortie du réservoir et l'utilisation du compteur de particules, en parallèle, nous a permis de vérifier la concentration et la taille des particules en suspension lorsque le turbidimètre indique des hautes pointes de turbidité.

La turbidité est mesurée toutes les 10 minutes et enregistrée directement au service informatique de la ville de Montréal depuis juillet 2000. Le traitement des données a été réalisé sur une période d'un mois (juillet 2000) en parallèle avec les données du compteur de particules.

4.3 Résultats et discussion

4.3.1 Impact du réservoir sur la qualité de l'eau et localisation de l'origine des coliformes

La connaissance des paramètres physico-chimiques et bactériologiques de l'eau aux entrées et sorties du réservoir constitue, de prime abord, un point essentiel de l'étude. L'étude de ces paramètres nous permettra essentiellement d'évaluer si l'effet du transit de l'eau dans le réservoir entraîne une dégradation de la qualité de l'eau. Cette section présente donc les principaux résultats obtenus lors des deux campagnes d'échantillonnage (été 1999 et 2000).

A) pH, température, turbidité

Les variations des paramètres physico-chimiques aux entrées (conduites 60", 48", 36", 24"O, 24"E) et sorties (pompes U1 à U10) du réservoir pour la période du 6 juillet au 17 août 1999 sont récapitulées dans le tableau 4.2 sous forme de données minimales, maximales et moyennes.

Tableau 4.2: Valeurs minimales, maximales et moyennes du pH, de la température et de la turbidité pour la période du 6 juillet au 17 août 1999

	Température (°C)			pH			Turbidité (NTU)		
	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy	Min	Max	Moy
Entrée	21,5	24,5	23,9	7,47	7,95	7,76	0,07	0,21	0,12
Sortie	22,0	25,0	23,7	7,45	8,02	7,74	0,07	0,31	0,12

Aux entrées, les valeurs moyennes obtenues de température, pH et turbidité sont respectivement de 23,9°C, 7,76 et 0,12 NTU. Aux sorties, les valeurs moyennes mesurées sont quasi identiques (23,7°C, 7,74 et 0,12 NTU). Ces résultats montrent qu'il n'y a pas de variation importante de la température, du pH et de la turbidité entre l'entrée et la sortie du réservoir. Ainsi, on n'observe aucune évolution notable de ces

paramètres causée par le transit de l'eau dans le réservoir dont le temps de séjour moyen est de 4 heures 16 minutes (cf. chapitre 3).

B) chlore libre

La figure 4.6 illustre l'évolution des concentrations en chlore libre aux différentes entrées durant l'été 1999. De façon générale, on observe une augmentation de la concentration en chlore libre pendant cette période. La concentration en chlore libre est la plus élevée à l'entrée du 48" suivie du 60". On note également une similarité dans l'évolution des concentrations pour les entrées 24"E et 24"O. L'absence d'une donnée en chlore pour la conduite 24"O, le 13 juillet, s'explique par le fait il y avait une inversion de l'écoulement dans la conduite au moment de l'échantillonnage et que cette conduite servait momentanément de sortie.

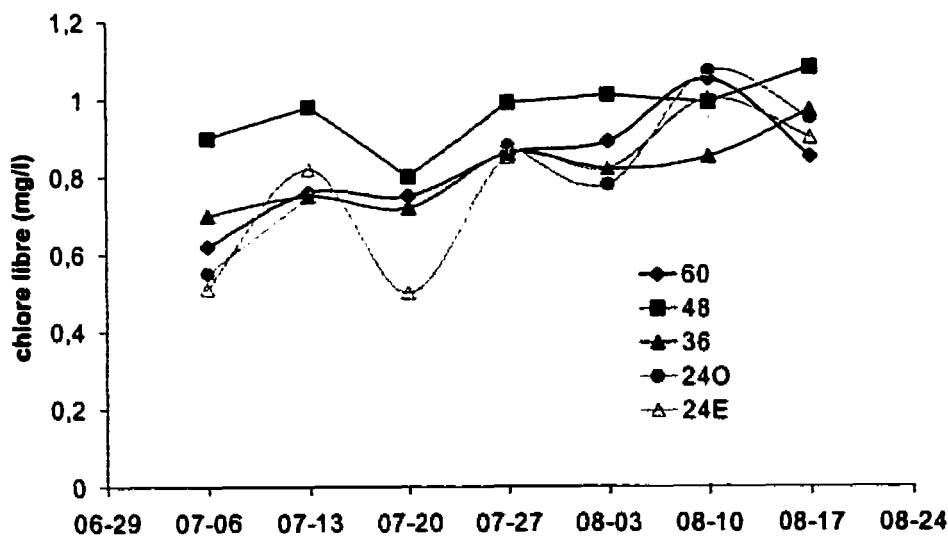


Figure 4.6: Évolution de la concentration en chlore libre aux différentes entrées du réservoir McTavish pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999

La figure 4.7 présente l'évolution de la concentration en chlore libre en mg/L à la sortie du réservoir c'est à dire aux 5 principales pompes (U1, U2, U7, U8, U10) pour la période

du 6 juillet au 17 septembre 1999. Dans un premier temps, on observe des différences relativement constantes entre les valeurs de chlore libre mesurées à la sortie des différentes pompes dans le temps.

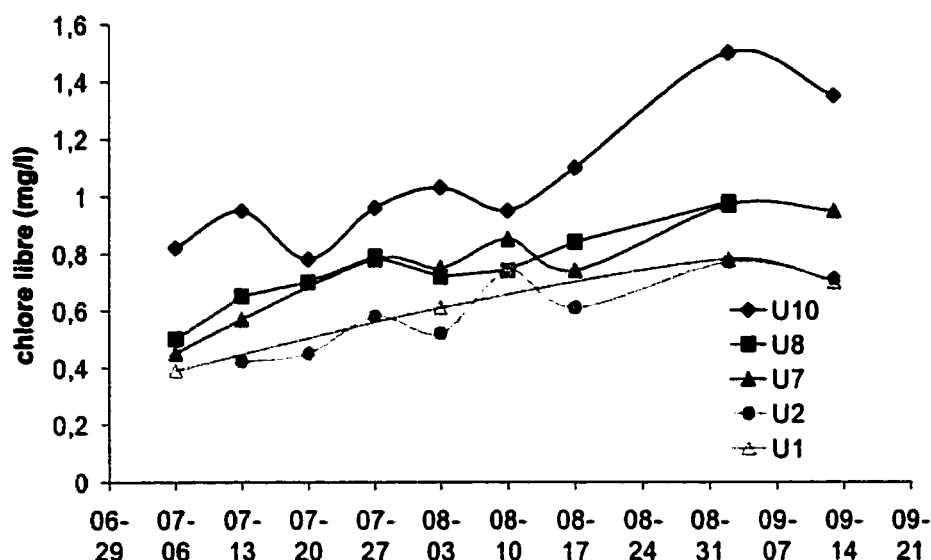


Figure 4.7: Évolution de la concentration en chlore libre aux différentes sorties du réservoir McTavish lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 1999

Ainsi, on note une augmentation de la concentration en chlore libre en allant de la pompe 1 à 10. Les concentrations de chlore libre les plus basses et les plus élevées sont respectivement de 0,39 mg Cl_2/L à la pompe 1 et de 1,50 mg Cl_2/L à la pompe 10. La valeur élevée en chlore libre observée à la pompe 10 s'explique par une alimentation directe en eau de la pompe 10 par l'entrée de 48" (figure 3.2) ce qui implique que l'eau qui passe par la pompe 10 est en général directement envoyée dans le réseau de distribution sans transiter par le réservoir.

On ne peut comparer les concentrations de chlore libre entre les entrées les sorties puisque le temps des mesures entre celles ci est d'environ 2 heures ce qui est

nettement inférieur au temps de séjour moyen.

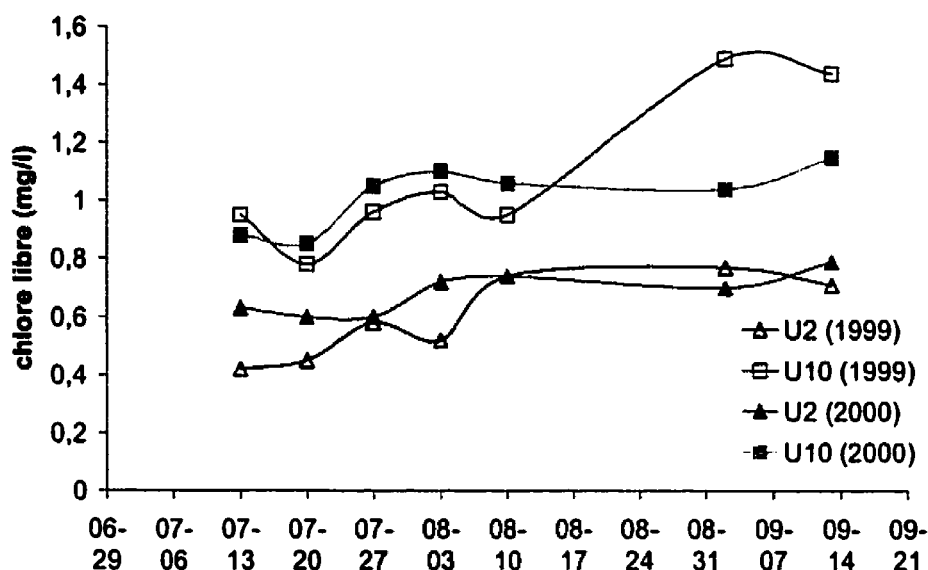


Figure 4.8: Évolution du chlore libre aux pompes 2 et 10 du réservoir McTavish pour les campagnes d'échantillonnage des étés 1999 et 2000

La comparaison de l'évolution du chlore libre entre les pompes 2 et 10 pour les années 1999 et 2000 montre que les concentrations en chlore libre sont relativement constantes pour chacune des pompes d'une année à l'autre (figure 4.8). On observe également que le taux de chlore libre est plus stable durant l'année 2000 pour les deux pompes comparativement à l'année 1999 où la tendance est plutôt à la hausse durant la saison estivale.

C) Comptes de particules et turbidité

Des compteurs de particules ont été installés, à l'entrée et à la sortie du réservoir, afin d'étudier et de comparer le nombre et la taille des particules entrant et sortant. Un turbidimètre est également installé, à la sortie du réservoir en parallèle avec le compteur de particules. Ce turbidimètre permet, d'une part, de mesurer en continue la turbidité à la sortie du réservoir mais aussi de vérifier si l'augmentation du nombre de particules, à la sortie, correspond à une augmentation de la turbidité.

Une analyse des données des deux compteurs de particules montre que les nombres moyens de particules, avec un diamètre supérieur à $2\mu\text{m}$, à l'entrée et à la sortie du réservoir sont respectivement de 1342 particules/mL et de 1645 particules/mL. De façon générale, on observe un nombre de particules à la sortie légèrement plus élevé qu'à l'entrée du réservoir (figure 4.9).

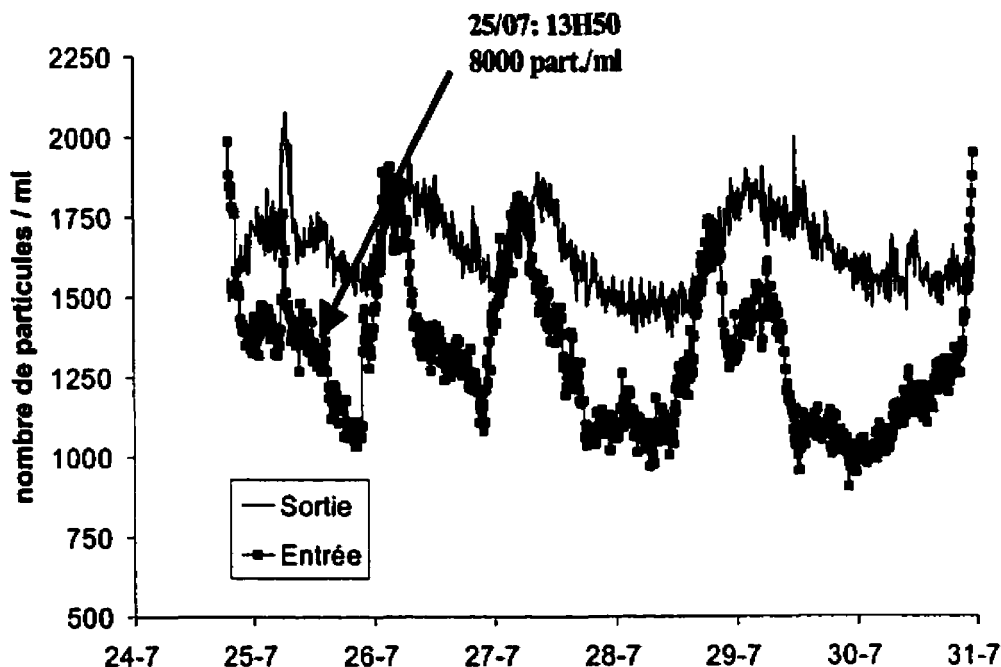


Figure 4.9: Nombre de particules dont le diamètre est supérieur à $2\mu\text{m}$, à l'entrée et à la sortie du réservoir McTavish pour la semaine du 24 au 30 juillet 2000

Il s'avère difficile d'expliquer pourquoi on retrouve plus de particules à la sortie du réservoir. L'analyse des données, à l'entrée et à la sortie du réservoir, montre toutefois que le pourcentage de particules ayant un diamètre supérieur à $5\mu\text{m}$ est plus faible à la sortie (12%) qu'à l'entrée (20%) (Annexe D). Ce résultat pourrait être attribuable aux pompes puisque le compteur de particules, à la sortie du réservoir, est installé sur une conduite située à l'aval des pompes 1, 2 et 3 (figure 3.2). Le fonctionnement de la pompe (forces de cisaillement et de rotation) pourrait causer le fractionnement des particules de taille supérieure ($>5\mu\text{m}$) ce qui expliquerait pourquoi on retrouve plus à la

sortie de particules en général et plus de particules ayant un diamètre inférieur à 5µm. La diminution de grosses particules à la sortie du réservoir pourrait aussi être expliquée par la sédimentation.

Par ailleurs, on observe une tendance similaire dans l'évolution des courbes du nombre de particules entrant et sortant du réservoir (figure 4.9). Ainsi, une augmentation ou une baisse du nombre de particules à l'entrée entraîne avec un décalage correspondant environ au temps de séjour moyen à une hausse ou une baisse du nombre de particules à la sortie ce qui suppose que la majorité des particules à l'entrée du réservoir ne reste pas à l'intérieur du réservoir.

La valeur élevée du nombre de particules (8000 part./mL) observée, le 25 juillet, à l'entrée du réservoir peut être causée par différents facteurs. En général, une hausse du nombre de particules peut s'expliquer par une infiltration ou une intrusion de particules dans le réservoir, par une diminution temporaire de l'efficacité des filières de traitement à l'usine ou simplement par le décrochage d'une portion de biofilm en amont, dans la canalisation 36", suite à un changement brusque du régime hydraulique. L'hypothèse la plus plausible, dans notre cas, est celle d'un décrochage à l'intérieur même du compteur de particules puisque la hausse est observée pour une donnée seulement (25 juillet, 13H50). Ainsi, une augmentation du nombre de particules pour un temps suffisamment long, exemple 1 heure, susciterait davantage d'interrogations sur les causes liées à cette hausse.

L'analyse des données de turbidité, à la sortie du réservoir, montre une turbidité stable et comparable à celles mesurées sur le site durant toutes les campagnes d'échantillonnage (moyenne de 0,12 NTU) (figure 4.10).

On observe 3 pointes de turbidité très brèves et relativement peu importante (valeur totale < 0,2 NTU). Les pointes de turbidité observées au point 1 et 3 (figure 4.10) pourraient correspondre à une hausse du nombre de particules à la sortie du réservoir. En effet, on observe, pratiquement en même temps sur le compteur de particules, une concentration de particules respectives de 2078 et 2000 particules/mL ce qui équivaut à une hausse du nombre de particules d'environ 20% par rapport à la moyenne. On ne peut néanmoins expliquer la hausse de la turbidité au point 2 par le nombre de particules observé à la sortie. Cette hausse de la turbidité pourrait s'expliquer par un

décrochement de particules à la paroi des canalisations suivant un redémarrage des pompes 1 et 2. Toutefois, les pompes 1 et 2 étaient en fonction depuis quelques heures avant cette hausse de la turbidité.

Par ailleurs, on n'observe pas une hausse de la turbidité, le 25 juillet à 13h50, correspondant à l'augmentation du nombre de particules observé de 8000 part./mL.

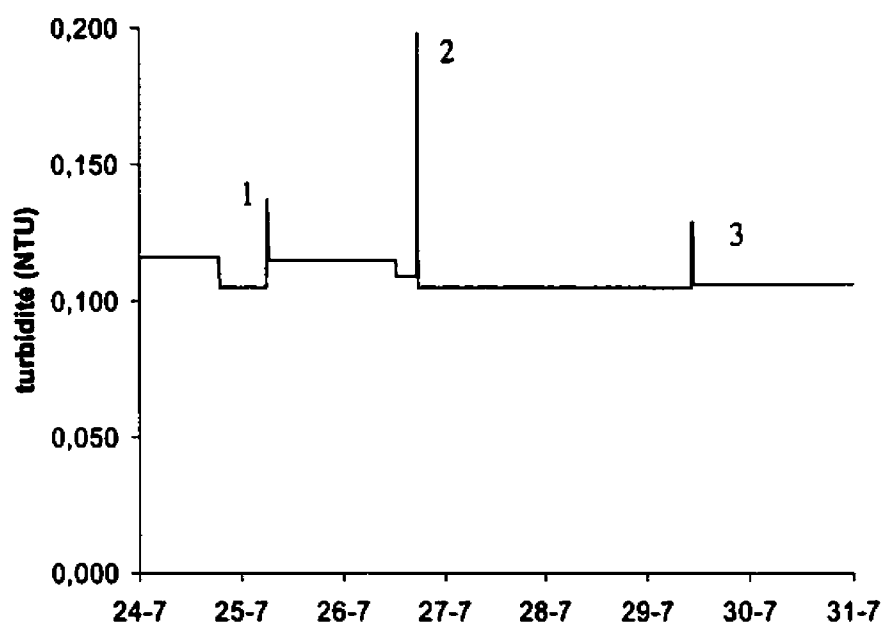


Figure 4.10: Turbidité à la sortie du réservoir McTavish pour la semaine du 24 au 30 juillet 2000

D) Bactérie hétérotrophe aérobie (BHA)

De façon générale, la concentration de BHA est assez faible à l'entrée du réservoir. On constate que la densité bactérienne est quasi nulle dans la conduite 60" alors que dans la conduite 48" les valeurs sont généralement les plus fortes (figure 4.11). Une densité bactérienne plus élevée est observée généralement dans les conduites ayant un diamètre plus faible ce qui résulte peut-être du fait que le ratio superficie de canalisation / volume d'eau est plus élevée. Ainsi, une canalisation de faible diamètre, avec un

biofilm à sa paroi, relarguera davantage de bactéries dans l'eau traitée qu'une conduite de diamètre plus élevé.

Toutefois, dans notre cas, les plus petites conduites (24"E, 24"O, 36") ont une densité bactérienne plus faible que dans le 48" à l'exception des dernières campagnes d'échantillonnage.

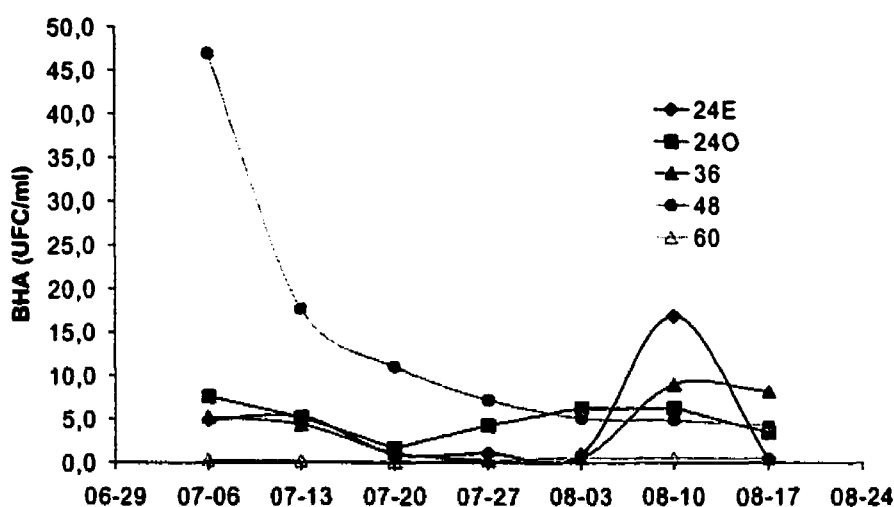


Figure 4.11: Évolution de la concentration en BHA aux différentes entrées du réservoir McTavish pour la campagne de l'été 1999

Il est difficile d'expliquer le taux de BHA observé, au début de l'été, dans la conduite 48" comparativement aux autres entrées. Cette tendance laisse présager la possibilité d'une contamination de l'eau dans cette conduite pour cette période soit par intrusion ou par décrochement de biofilm dans cette conduite. De plus, le temps de parcours de l'eau dans la conduite 48", en amont du réservoir, pourrait s'avérer plus élevé que dans les autres conduites ce qui expliquerait la concentration plus élevée en BHA dans cette conduite.

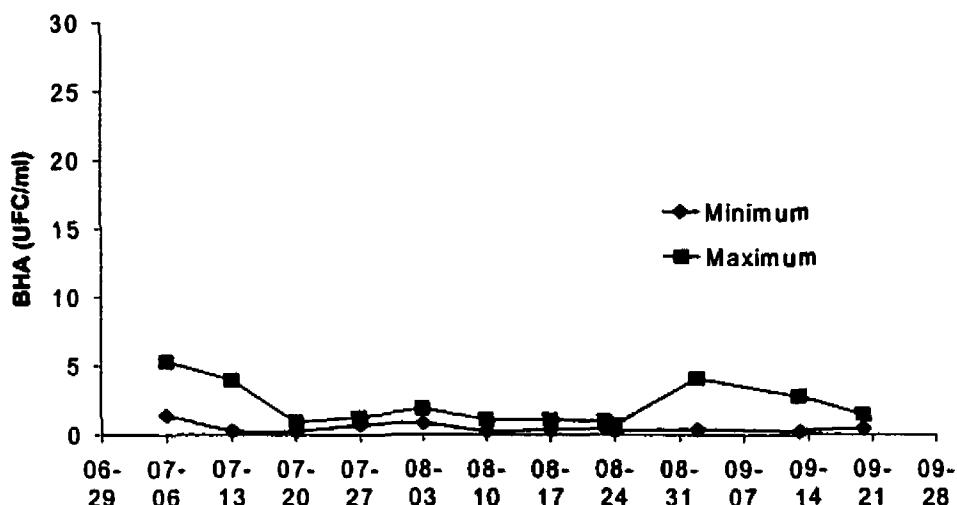


Figure 4.12: Concentrations minimales et maximales des BHA aux différentes sorties (volute des pompes) pour la campagne de l'été 1999

Les concentrations minimales et maximales des BHA aux différentes sorties de pompe pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999 montrent, de façon générale, que le taux de BHA est très faible à la sortie du réservoir avec une moyenne arithmétique maximale de 2,1 UFC/mL (figure 4.12). La concentration maximale obtenue pour l'ensemble des campagnes est de 5,3 UFC/mL.

La comparaison des valeurs en BHA entre les entrées et les sorties (figure 4.11 versus figure 4.12) montre une absence de recroissance de la population bactérienne en suspension dans l'eau à l'intérieur du réservoir voire même une faible inactivation puisque le taux à la sortie est toujours inférieur ou équivalent.

De façon générale, la concentration en BHA est légèrement plus élevée pour l'année 1999 que pour l'année 2000 (figure 4.13) ce qui peut s'expliquer par une température de l'eau plus élevée pour l'année 1999 (cf. figure 4.18). Toutefois, on ne note pas de similarité dans l'évolution des concentrations en BHA d'un été à l'autre.

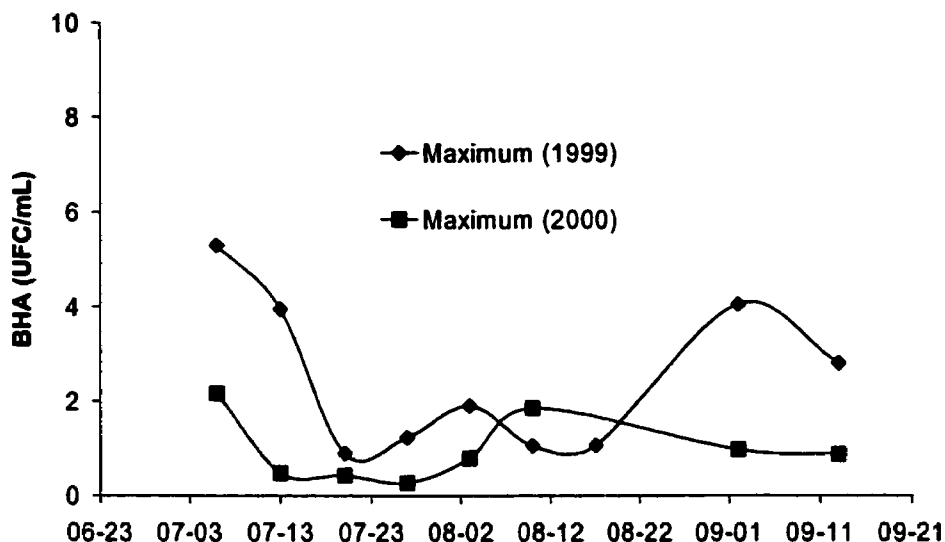


Figure 4.13: Comparaison des concentrations maximales en BHA mesurées à la volute des pompes pour les périodes estivales de 1999 et 2000

E) les coliformes totaux

Lors de la campagne 1999, aucune analyse de coliformes totaux n'a été positive aux entrées. On observe toutefois la présence de coliformes atypiques à deux reprises sur le 24°O et le 48° et à une occasion sur le 24°E (Annexe E). Par ailleurs, la vérification du sens d'écoulement de l'eau dans ces conduites, au moment de l'échantillonnage, montre l'inversion du sens de l'écoulement de l'eau dans la conduite 24°O lors des deux résultats positifs obtenus en colonies atypiques ce qui indique que ces bactéries provenaient du réservoir lui-même.

Par ailleurs, à la sortie du réservoir, on détecte des coliformes totaux régulièrement à toutes les pompes (figure 4.14). Occasionnellement quelques concentrations de coliformes totaux sont au-dessus ou près des concentrations maximales acceptable de 10 UFC/100mL établies par le *Règlement sur l'eau potable (1981)* notamment au niveau des pompes 1 et 2. Il est important de noter que les seuils de détection des coliformes totaux, dans cette étude, sont plus élevés que ceux des analyses de routine, réalisés par la ville de Montréal, puisque les volumes d'eau filtrés sont 4 à 10 fois plus grands. Les concentrations en coliformes totaux présentées dans cette section sont ceux obtenus sur le milieu de culture m_Endo seulement. L'annexe F présente les résultats des épisodes positifs en coliformes totaux obtenues avec les deux milieux de culture. On observe que les concentrations de coliformes totaux mesurées avec ces deux milieux sont très différents. En effet, le milieu de culture MT7 sous-évalue la concentration en coliformes totaux comparativement à m_Endo.

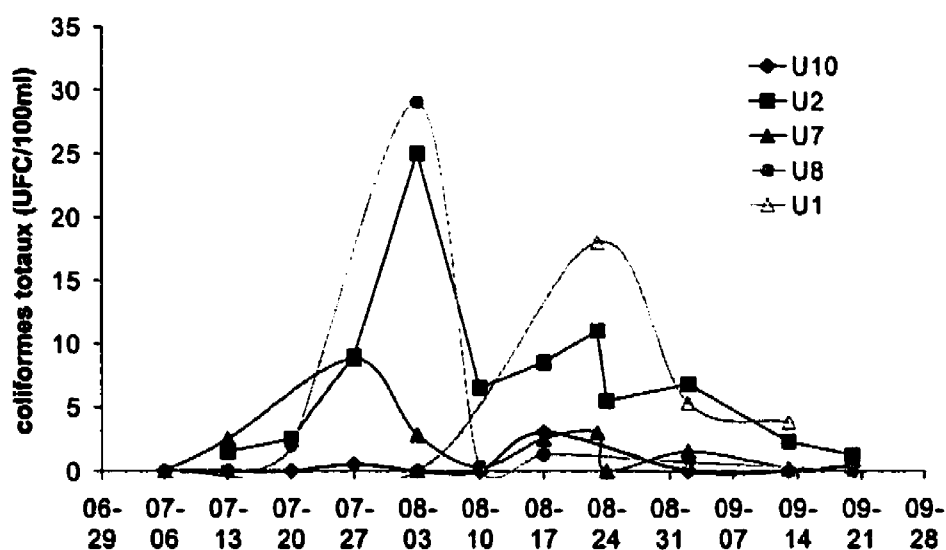


Figure 4.14 : Coliformes totaux détectés à la sortie des principales pompes du réservoir McTavish lors de la campagne de l'été 1999

On observe également une augmentation générale de la concentration de coliformes totaux vers la mi-juillet et une baisse vers la mi-septembre pour l'ensemble des pompes. Cette observation indique que la source de contamination en coliformes pourrait être directement influencée par la température de l'eau. Les dénombrements plus élevés de coliformes totaux aux pompes 1, 2 et 7 sont probablement causés par la concentration en chlore libre qui est toujours plus faible qu'aux autres pompes. En effet, on observe un pourcentage d'épisodes positifs en coliformes totaux supérieur à 60% aux pompes où la concentration moyenne en chlore libre est inférieure à 0,8 mg/L. (figure 4.15). Il n'existe toutefois pas de relation directe entre les concentrations de coliformes totaux et celle de chlore (figure 4.16). Les résultats montrent que pour une concentration identique en chlore libre, la concentration en coliformes totaux varie. Toutefois, les concentrations en coliformes totaux les plus élevées ont été mesurées pour des taux de chlore libre inférieurs à 0,8 mg/ L.

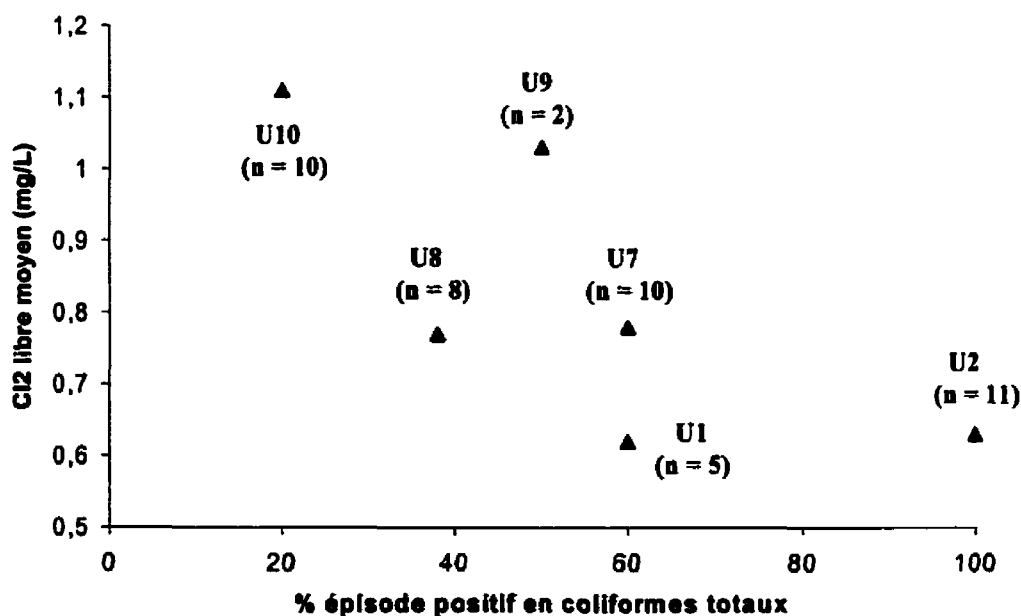


Figure 4.15: Pourcentage d'épisodes positifs en coliformes totaux à la volute des différentes pompes en fonction du chlore libre moyen pour la campagne été 1999 et 2000

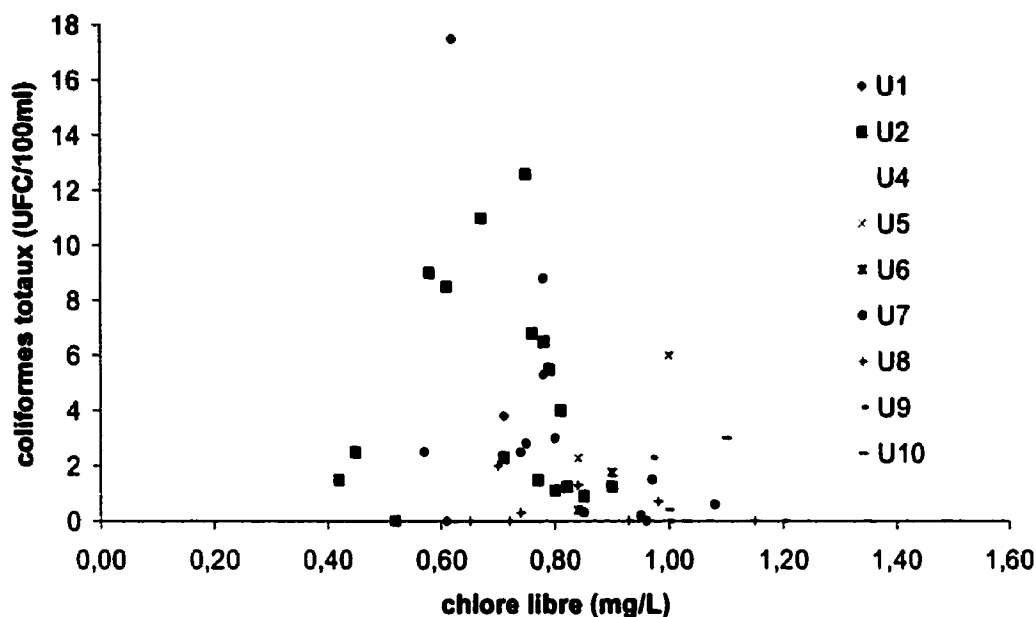


Figure 4.16: Concentrations en coliformes totaux observées aux pompes en fonction de la concentration en chlore libre lors de la campagne 1999

On observe pour l'année 2000 peu de coliformes totaux aux pompes comparativement à l'été 1999 (figure 4.17). Cette observation peut-être liée à plusieurs facteurs dont entre autres la variation de la fraction biodégradable de la matière organique dans l'eau et la température de l'eau. Les données relatives à la fraction biodégradable de la matière organique dans l'eau traitée ne sont pas connues. Toutefois, on note une différence importante de la température de l'eau entre l'année 1999 et 2000. En effet, la température de l'eau à l'été 2000 est généralement beaucoup plus faible que celle de l'été 1999 (figure 4.18). Les moyennes saisonnières pour 1999 et 2000 sont respectivement de 19,8°C et 22,5°C ce qui constitue un écart de 2,7°C entre les deux années.

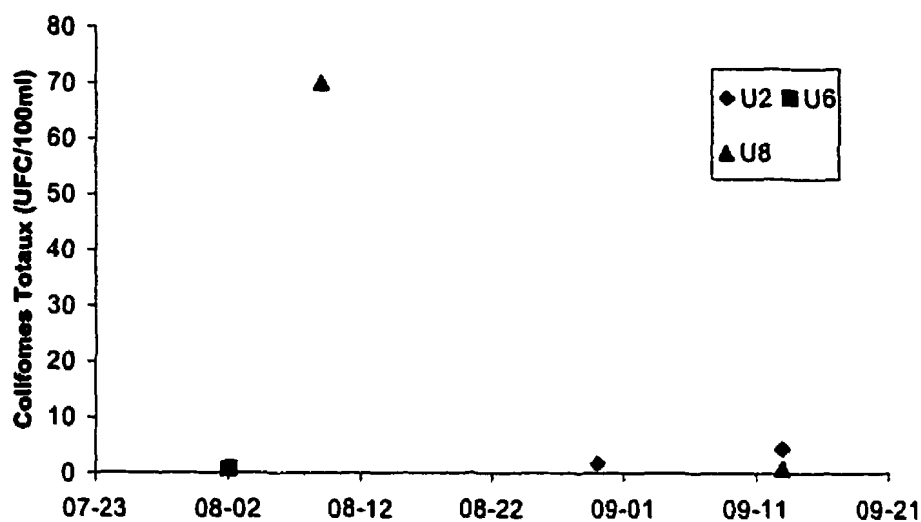


Figure 4.17: Coliformes totaux détectés à la sortie (principales pompes) du réservoir McTavish lors de la campagne été 2000

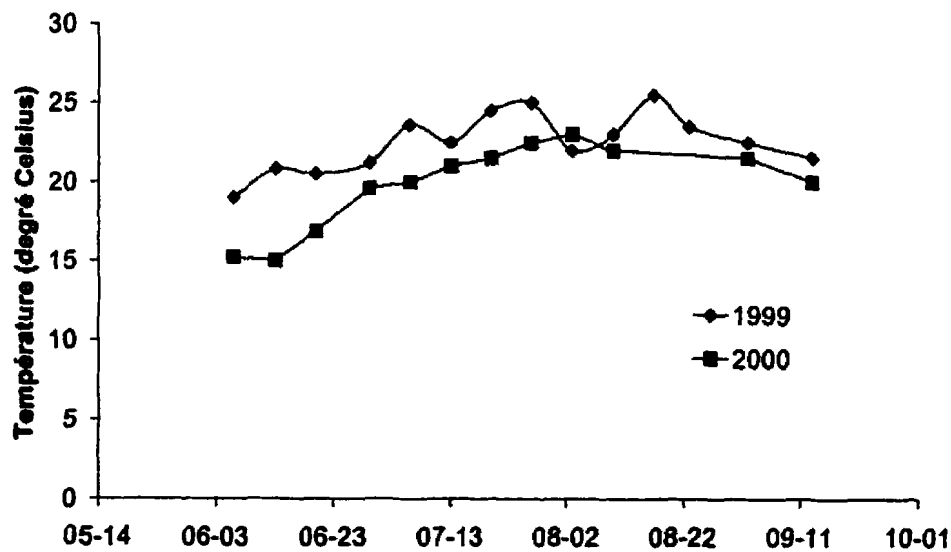


Figure 4.18: Température de l'eau à la sortie du réservoir pour les campagnes d'échantillonnage de l'été 1999 et 2000

F) les colonies atypiques

Les colonies atypiques sont des colonies qui se développent sur le milieu de culture m_Endo et qui ne sont pas vertes métalliques. Ces bactéries à priori ne sont pas des coliformes totaux sauf dans certains cas qu'il faut confirmer. Étant donné l'absence de coliformes totaux aux pompes durant l'été 2000 (cf. figure 4.17), le suivi des colonies atypiques nous a permis de poursuivre les recherches et de localiser l'origine des coliformes au réservoir.

Comme les coliformes totaux, la concentration des colonies atypiques augmente au début de la période estivale et on observe une diminution puis une disparition complète des colonies vers la fin septembre et ce pour les deux campagnes d'échantillonnage (été 1999 et 2000) (figure 4.19 et 4.20). Toutefois, les concentrations en colonies atypiques pour l'année 2000 augmentent à la fin juillet alors qu'en 1999 elles sont à la hausse au début juillet, ce qui reflète sans doute l'écart de température entre les deux années tel que déjà mentionné.

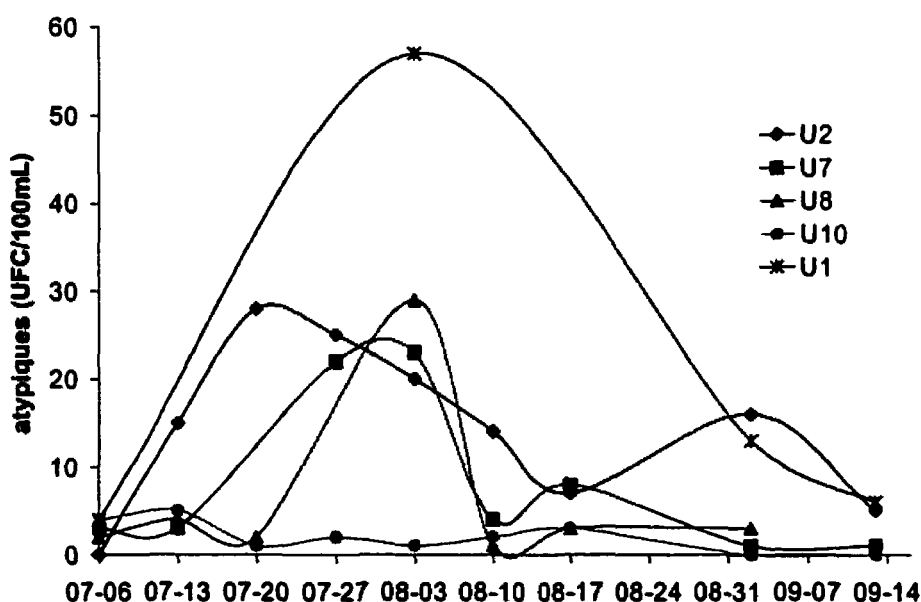


Figure 4.19: Concentration des colonies atypiques à la sortie du réservoir lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 1999

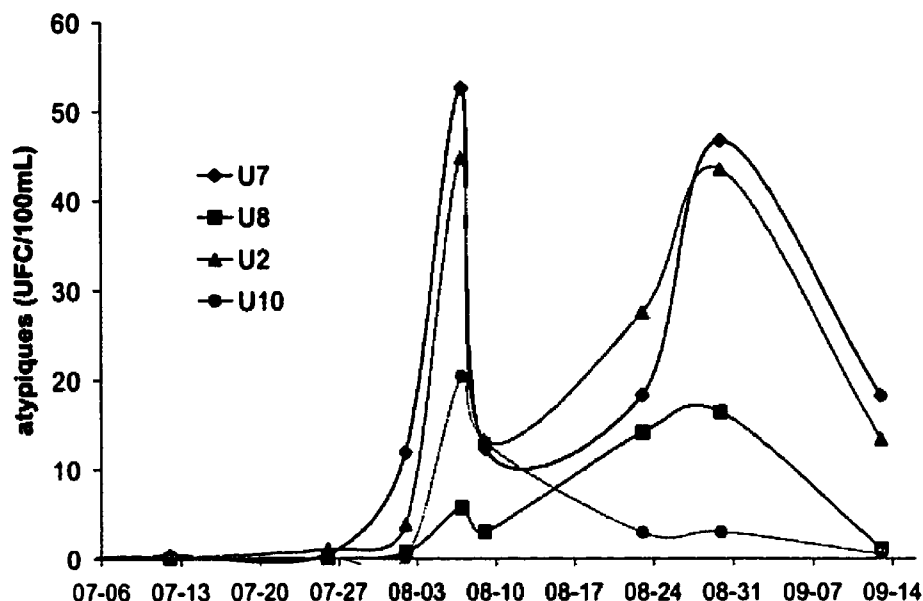


Figure 4.20: Concentration des colonies atypiques à la sortie du réservoir lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 2000

Comme pour les coliformes totaux, les concentrations les plus élevées sont observées à la pompe 1, 2 et 7 et les concentrations les plus faibles à la pompe 10.

La différence nette des concentrations de coliformes totaux et de colonies atypiques d'une pompe à l'autre correspond probablement aux taux de chlore libre qui augmente de la pompe 1 à la pompe 10. Ce qui signifie que les concentrations de coliformes les plus élevées se retrouvent aux pompes ayant les taux de chlore libre les plus faibles.

G) Identification des espèces de coliformes totaux détectés

Les espèces de coliformes totaux dénombrées aux pompes pour les deux campagnes sont illustrées à la figure 4.21. Le nombre de colonies (n) identifié pour l'été 1999 et 2000 est respectivement de 22 et 8. Les différentes souches identifiées sont *Citrobacter freundii*, *Citrobacter diversus*, *Enterobacter agglomerans* et *Enterobacter asburia*. Les coliformes détectés aux pompes ne sont pas des coliformes fécaux et l'espèce dominante pour les deux campagnes d'échantillonnage est *Citrobacter freundii*. Les codes API correspondants sont fournis à l'annexe G.

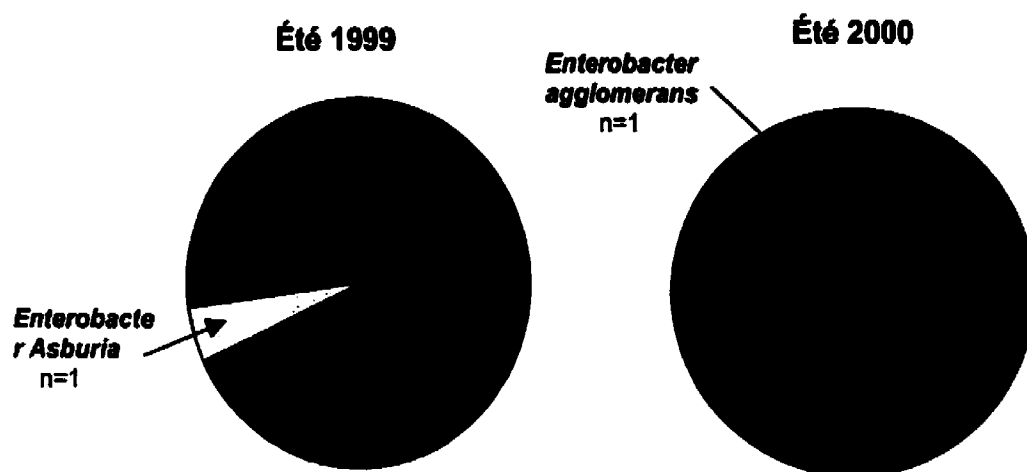


Figure 4.21: Espèces en coliformes totaux dénombrées aux différentes pompes à la sortie du réservoir McTavish (campagne été 1999 et 2000)

G) Récapitulatif sur l'occurrence des coliformes aux entrées et sorties du réservoir McTavish

La caractérisation bactériologique de la qualité de l'eau aux entrées du réservoir indique que les coliformes totaux dénombrés aux pompes ne proviennent pas du réseau de distribution à l'amont du réservoir.

L'étude de l'évolution de la qualité de l'eau dans le réservoir montre, dans un premier temps, que la qualité de l'eau ne varie pas beaucoup entre l'entrée et la sortie du réservoir. En effet, les paramètres physico-chimiques (pH, turbidité, température, chlore libre) sont relativement constant entre l'entrée et la sortie. La concentration en BHA, à la sortie du réservoir, est très faible avec une concentration maximale moyenne de 2,1 UFC/mL pour l'ensemble des campagnes réalisées. Par ailleurs, l'identification des espèces de coliformes totaux révèle que les coliformes dénombrés à la sortie du réservoir ne sont pas des coliformes fécaux.

4.3.2 Détermination de l'origine des coliformes totaux et des colonies atypiques

Les résultats de la section 4.3.1 montrent essentiellement que l'on dénombre régulièrement des coliformes totaux et des colonies atypiques à toutes les pompes du

réservoir lors des campagnes d'échantillonnage de l'été 1999 et 2000. On sait toutefois

que ces coliformes ne proviennent pas du réseau de distribution à l'amont du réservoir puisqu'ils y sont pratiquement absents. Les investigations se sont donc dirigés à l'intérieur du réservoir, au niveau du canal d'aspiration et d'alimentation des pompes et au niveau des pompes elles-mêmes. Cette section présente donc les principaux résultats des analyses bactériologiques obtenues au niveau de ces équipements.

A) La qualité de l'eau à l'intérieur du réservoir

Le dénombrement régulier de coliformes totaux et de colonies atypiques aux sorties et l'absence de ces micro-organismes aux entrées du réservoir ont orienté, dans un premier temps, nos recherches vers l'intérieur du réservoir lui-même.

Des analyses bactériologiques et physico-chimiques ont donc été réalisées, à plusieurs points, dans les compartiments 1 et 6 du réservoir (figure 4.22). Cette section présente les principaux résultats obtenus lors de cette campagne d'échantillonnage.

Le tableau 4.3 résume les valeurs obtenues dans le compartiment 1. Il est à noter que les appellations (s) et (p) signifient en surface et en profondeur. L'ensemble des résultats obtenus pour le compartiment 6 sont présentés à l'annexe I. On observe que la température, le pH et le chlore libre sont constants d'un point à l'autre du bassin 1. On observe toutefois des variations dans la turbidité d'un point à l'autre aussi bien qu'en surface et en profondeur. De façon générale, la turbidité de l'eau est plus élevée en profondeur.

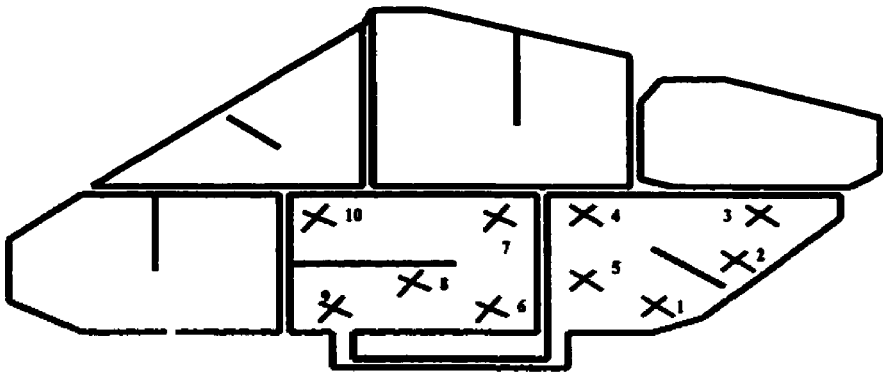


Figure 4.22: Points d'échantillonnage des bassins 1 et 6 du réservoir

La concentration en BHA est faible pour tous les points et pour tous les échantillons analysés. Elle est souvent inférieure à 1 UFC/mL. On retrouve des colonies atypiques à certains points et en surface seulement et on ne dénombre aucun épisode positif en coliformes totaux.

Tableau 4.3: Valeurs des paramètres physico-chimiques et bactériologiques obtenues pour le bassin 1 du réservoir McTavish

	T (°C)	pH	Turbidité (NTU)	Cl libre (mg/L)	BHA UFC/ml	Atypiques UFC/100ml
1 (s)	22,5	7,84	0,13	0,73	14,7	12,8
1 (p)			0,06		N/D	0
2 (s)	22,5	7,85	0,06	0,70	4,5	3,7
2 (p)			0,08		0,2	0
3 (s)	22,5	7,78	0,03	0,72	0,1	0
3 (p)			0,35		0,1	0
4 (s)	22,5	7,68	0,07	0,73	0,5	0
4 (p)			0,19		N/D	0
5 (s)	22,5	7,88	0,06	0,70	7,7	13
5 (p)			0,12		0,1	0

s= surface; p=profondeur

La caractérisation microbiologique des sédiments liquides révèle une concentration en BHA pouvant varier de 1000 à 12 500 UFC/ ml. Ces valeurs semblent élevées mais constituent un ordre de grandeur habituel puisque les sédiments s'avèrent un milieu favorable aux développements des bactéries (Schreiber et Schoenen, 1994 ; Gauthier *et al.*, 1999a) étant donné la forte concentration en nutriment du milieu et l'absence d'oxydant. On ne dénombre pas de coliformes totaux dans les sédiments analysés (Annexe H) . Ces résultats indiquent que la détection de coliformes aux pompes n'est pas causée par une colonisation en coliformes des sédiments retrouvés dans le fond du réservoir.

B) La qualité de l'eau dans le canal d'alimentation

L'investigation de la qualité bactériologique du canal d'alimentation s'avérerait nécessaire puisque ce canal est localisé à l'amont des pompes 1 à 6 immédiatement après la sortie du réservoir et que c'est également à ces pompes que l'on retrouve les concentrations les plus élevées de coliformes.

Les résultats des analyses bactériologiques au niveau du canal d'alimentation indiquent l'absence de coliformes totaux et de colonies atypiques au niveau de la conduite 48" et du drain (Annexe J).

C) Variation de la qualité de l'eau aux points amont, aval et à la volute des pompes

L'étude de la qualité bactériologique des points à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes nous a permis de mieux localiser l'origine de la contamination en coliformes au réservoir. L'objectif est donc de connaître s'il n'y a des coliformes qu'à la volute des pompes ou si on en détecte également à l'amont celles-ci.

Les résultats des analyses bactériologiques montrent que les coliformes totaux et les colonies atypiques proviennent apparemment de la pompe elle-même puisque ces micro-organismes sont presque inexistantes à l'amont de celle-ci. Ceci est montré sur les figures 4.23 et 4.24 qui présentent les concentrations en colonies atypiques obtenues à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes principales pour les campagnes d'échantillonnage du 23 et 30 août 2000. Les colonies atypiques, dans cette section, ont été utilisées comme organismes indicateurs de la source de contamination en

coliformes totaux au réservoir puisque les coliformes totaux sont quasi inexistantes aux pompes lors de la campagne 2000 et que les colonies atypiques semblent avoir un comportement similaire aux coliformes totaux (cf. 4.3.1). Brion *et al.* (2000) montrent, d'ailleurs, que l'utilisation des colonies atypiques, au lieu des coliformes totaux, comme indicateur de pollution peut être une bonne alternative aux méthodes traditionnelles de détection.

Les concentrations en colonies atypiques à la volute de la pompe sont élevées par rapport à celles retrouvées à l'amont de la même pompe qui sont généralement nulles. Ainsi, le dénombrement constant de colonies atypiques à la volute de la pompe seulement indique que la « source » en coliformes est localisée entre le point d'échantillonnage à l'amont de la pompe et la volute de celle-ci, la distance entre ces deux points étant d'environ 9 mètres.

On peut également observer la sensibilité de ces organismes au chlore puisque les concentrations de colonies atypiques les plus faibles se retrouvent généralement aux pompes ayant les concentrations en chlore libre les plus élevées (U8, U10) (figure 4.24). De plus, l'absence de colonies atypiques à l'aval de la pompe peut indiquer une inactivation rapide de ces organismes lorsqu'ils sont en contact avec le chlore puisque le temps de parcours entre la volute et le point aval s'avère de quelques secondes. À titre d'exemple, le temps de parcours de l'eau de la volute de la pompe 2 au point d'échantillonnage aval est seulement de 7,5 secondes pour un débit de 15 MGI/d, un diamètre de canalisation de 1,2 m et une longueur de parcours de 9m. Ce temps de parcours peut varier pour chacune des pompes puisque les débits et diamètres des canalisations diffèrent légèrement d'une pompe à l'autre.

Colonies atypiques
(UFC/100mL)

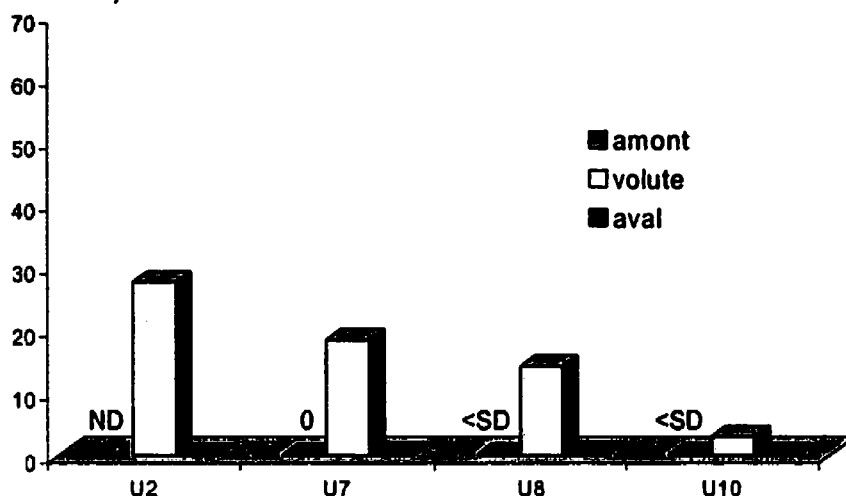


Figure 4.23: Colonies atypiques détectées à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes lors de la campagne du 23 août 2000, (ND : non déterminé, <SD : inférieur au seuil de détection)

Colonies atypiques
(UFC/100mL)

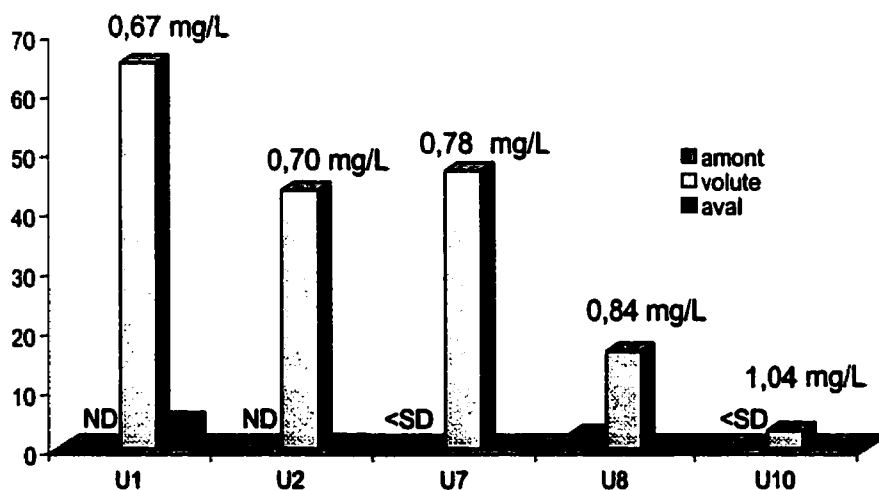


Figure 4.24: Colonies atypiques détectées à l'amont, à la volute et à l'aval des pompes lors de la campagne du 30 août 2000, (ND : non déterminé, <SD : inférieur au seuil de détection, les concentrations de chlore libre correspondantes sont précisées au dessus de chaque histogramme)

D) Évolution de la qualité de l'eau en relation avec le fonctionnement de la pompe

Le but de cet essai consiste à connaître l'évolution de la population bactérienne, dans le temps, à la volute de la pompe lorsque la pompe est à l'arrêt et lors du redémarrage de celle-ci. Cet essai nous permettra donc de savoir si les coliformes et les BHA adoptent le même comportement pour différentes phases de fonctionnement et à l'arrêt de la pompe.

Ces essais démontrent essentiellement que les colonies atypiques à la volute de la pompe disparaissent immédiatement après l'arrêt de celle-ci et que les concentrations demeurent relativement constantes lorsque la pompe est en fonction (figure 4.25 et 4.26). Ces observations sont cohérentes pour les deux essais réalisés aux pompes 2 et 6 lors de la campagne de l'été 2000 et également pour les essais réalisés, à ces mêmes pompes, en 1999 (Annexe K). De plus, on note également une forte augmentation des colonies atypiques, de l'ordre de 65 UFC/100mL, immédiatement après le redémarrage de la pompe 6.

Ces résultats indiquent que l'émission de coliformes dans l'eau serait liée au fonctionnement de la pompe puisque :

- lorsque la pompe est à l'arrêt, on ne détecte plus du tout de coliformes dans l'eau.
- les concentrations de colonies atypiques sont plus élevées immédiatement après le redémarrage de la pompe.

D'autre part, la population de bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) ne semble pas diminuée lorsqu'elles sont en contact avec le chlore libre dans l'eau. En effet, on observe toujours des BHA dans l'eau que la pompe soit en fonction ou à l'arrêt. Ces observations indiquent apparemment que les coliformes proviendraient d'une origine différente de celle des BHA puisque leur évolution n'est pas similaire à celle des BHA.

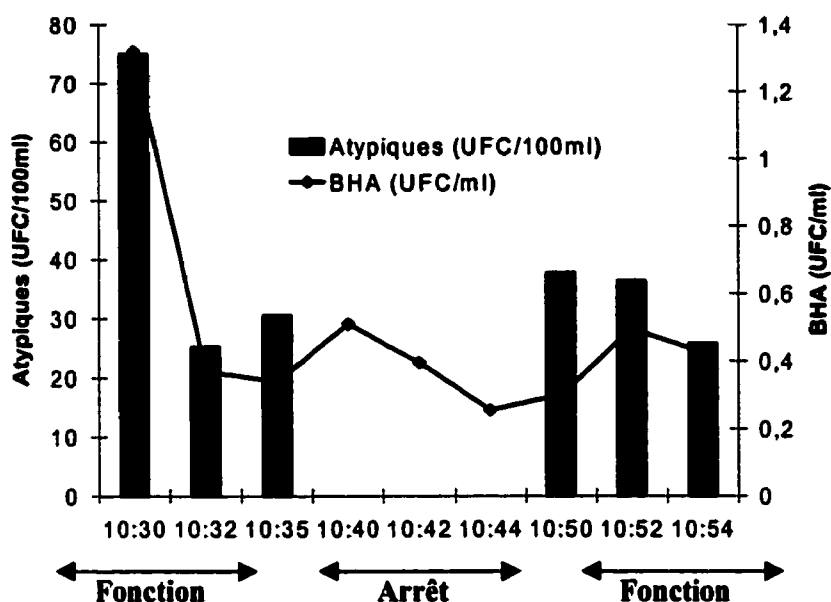


Figure 4.25: Évolution des colonies atypiques et des BHA lors de l'essai « Arrêt et redémarrage » de la pompe 2 lors de la campagne du 22 août 2000.

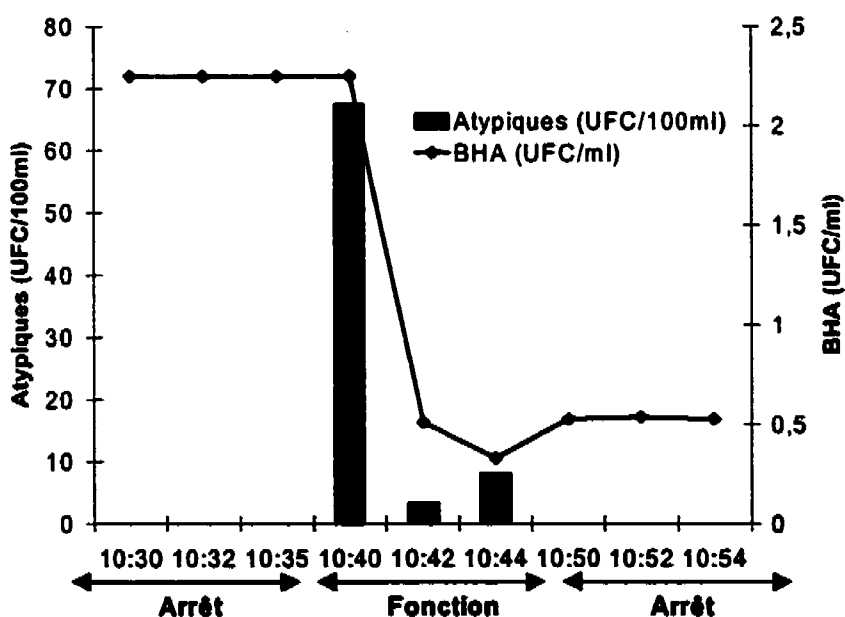


Figure 4.26: Évolution des colonies atypiques et des BHA à la volute de la pompe 6 lors de l'essai « arrêt et redémarrage » pour la campagne du 22 Août 2000

Il semble toutefois curieux de constater la similitude des profils des coliformes et des BHA lors de la même campagne échantillonnage. Par exemple, la concentration en colonies atypiques et en BHA, le 22 août à 10h32, est respectivement de 25 et 35 UFC/100mL. Ces concentrations sont presque identiques pour l'ensemble des points lorsque les pompes sont en fonction. On peut se demander si les colonies dénombrées sur le milieu R2A à 7 jours s'avèreraient être les colonies atypiques, au moins pour certaines d'entre elles

E) Récapitulatifs des résultats concernant la localisation de l'origine des coliformes

Les essais présentés dans cette section montrent principalement que la source de contamination en coliformes à la sortie du réservoir McTavish provient apparemment de la pompe elle-même et plus précisément de son fonctionnement. En effet, on observe des concentrations en colonies atypiques nettement plus élevées à la volute de la pompe qu'à l'amont de celle-ci. Cela indique que l'origine de la contamination est située entre le point amont de la pompe et la volute, soit sur une distance d'environ 9 mètres. On note également la disparition complète de ces colonies immédiatement après l'arrêt de la pompe ce qui renforce le fait que ces bactéries deviendraient exposées au chlore à cause du fonctionnement de la pompe puisqu'elles semblent immédiatement inactivées lorsqu'elles sont en contact avec le chlore libre dans l'eau. Ainsi, ces résultats montrent essentiellement que la détection de coliformes dans l'eau, à la sortie du réservoir, serait liée au fonctionnement de la pompe.

4.3.3 Hypothèses sur l'origine des coliformes totaux et des colonies atypiques

Suite aux essais réalisés précédemment, nous avons vu que les colonies atypiques dénombrées à la sortie du réservoir McTavish sont transférées dans l'eau (exposées au chlore) à cause du fonctionnement de la pompe et que la source de contamination serait éventuellement située entre le point d'échantillonnage à l'amont de la pompe et la volute de la pompe.

Deux hypothèses sont émises pour expliquer ces observations :

- La source de contamination en coliformes serait localisée à l'intérieur de la pompe (soit dans les tubercules de corrosion, les cavités ou dans un biofilm fixé sur la paroi des canalisations à l'amont de la pompe) et le pompage engendrerait des forces de cisaillement sur le milieu et provoquerait un décrochage continu de coliformes dans l'eau en fonction du taux de croissance du biofilm.
- Le dénombrement de coliformes à la volute de la pompe serait le résultat d'une dispersion de particules lors du passage de l'eau dans la turbine de la pompe.

Plusieurs auteurs ont montré l'affinité des bactéries, et dans certains cas des coliformes, pour le biofilm (Fass *et al.*, 1996 ; LeChevallier *et al.*, 1987) puisqu'il constitue un milieu favorable au développement de celles-ci. En effet, le biofilm peut protéger les bactéries des oxydants et fournir les éléments nutritifs nécessaires à leurs développements (Block J.C, 1992 ; LeChevallier *et al.*, 1987). Ainsi, les conditions environnementales favorables dans le réservoir (concentration en CODB et température de l'eau élevée) permettraient la colonisation de certaines surfaces (cavités, tubercules de corrosion) ou la formation d'un biofilm dans les canalisations de la pompe ou à l'intérieur de celle ci. Le mécanisme de la pompe causerait des forces de cisaillement sur le biofilm ou sur la surface colonisée et provoquerait un relargage continu de coliformes dans l'eau en fonction du taux de croissance du biofilm.

Par ailleurs, à la sortie de l'usine de traitement et dans les réseaux de distribution, on peut retrouver plusieurs micro-organismes dans l'eau traitée et en particulier des invertébrés. Or, certains de ces micro organismes contiennent dans leurs organes internes des bactéries. En effet, Lupi *et al.* (1995) montrent la présence, à l'intérieur des

nématodes, des bactéries tel que des Enterobacters et des BHA dans l'eau prélevée à la sortie d'une usine de traitement en Italie. La concentration moyenne d'enterobactéries observée est de 2,1 UFC/nématode, avec une valeur maximale de 13 UFC/ nématode. Schoenen et Hoyer (2000) trouvent également une concentration de 2×10^7 coliformes non fécaux à l'intérieur d'une larve de tipule (moustique) dans l'eau traitée d'une usine allemande.

Par ailleurs, ces micro-organismes peuvent protéger les bactéries, présentes dans leurs intestins, contre des oxydants (Ding *et al.*, 1995 ; Lupi *et al.*, 1995). L'intérieur d'un micro-organisme constituera donc un milieu favorable pour certaines bactéries puisqu'il fournit la protection nécessaire à leur survie dans l'eau potable.

L'hypothèse émise, dans ce projet, est basée sur le fait que les particules ou les organismes invertébrés (nématodes), au passage dans les pales de la pompe se fractionnent et se dispersent, sous l'effet des forces de cisaillement puis relarguent dans l'eau les bactéries qui étaient logées à l'intérieur de ces particules.

Dans les deux cas, les coliformes relargués seraient très rapidement inactivés lorsqu'ils entrent en contact avec l'oxydant résiduel présent dans l'eau.

Plusieurs essais ont donc été réalisés afin de vérifier ces hypothèses. Un essai de filtration sur le site et des essais avec une pompe à circuit fermé en laboratoire nous ont permis de tester l'hypothèse reliée à la dispersion des particules. L'ouverture de l'une des pompes nous a également permis de tester l'hypothèse de la présence de micro zones en coliformes totaux et atypiques à l'intérieur même de la pompe.

A) Ouverture de la pompe 6

Lors de l'ouverture de la pompe 6, plusieurs prélèvements ont été effectués, de part et d'autre, de la pompe à l'intérieur de celle-ci. Des frottis au niveau des pales et de l'arbre ainsi que des prélèvements de tubercules de corrosion, d'une tresse de téflon, de graisses et des échantillons d'eau ont été recueillis pour des analyses en coliformes totaux. La figure 4.27 présente la pompe 6.

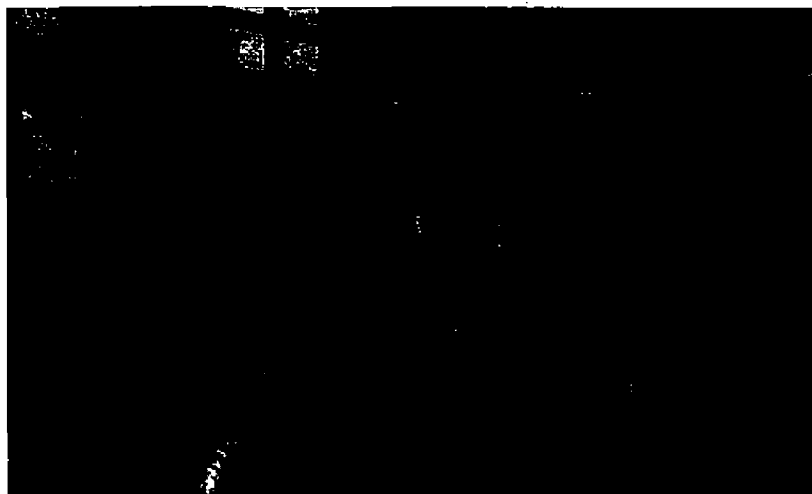


Figure 4.27: Pompe distributrice au réservoir McTavish

De tous les échantillons recueillis, aucun n'a été positif en coliformes totaux. On ne peut toutefois complètement exclure l'hypothèse d'une micro zone dans la pompe qui serait colonisée puisque la température de l'eau était déjà redescendue à 15°C au moment de l'échantillonnage, le 6 octobre 1999. Or, la faible température mesurée lors de cette campagne diminue de beaucoup les chances de détection des coliformes puisque leur dénombrement semble fortement lié à la température de l'eau. De plus, pour les nombreux prélèvements réalisés, nous n'avons accès qu'à la partie supérieure de la pompe. Aucun prélèvement n'a été réalisé à sa partie inférieure soit à la base de la pompe ou dans la conduite à l'amont de la pompe.

B) Test de dispersion en laboratoire

Le premier essai, réalisé afin de vérifier l'hypothèse de la dispersion de particules, consiste à passer un volume d'eau, prélevé à l'amont des pompes du réservoir McTavish, dans une pompe (cf. 4.1.4) en l'absence de désinfectant.

On constate qu'il n'y a pas d'augmentation des colonies atypiques lors du passage répétitif de l'eau dans la pompe (figure 4.28). On note même, de façon générale, une légère diminution du nombre de colonies atypiques dans le temps. On ne peut toutefois, à ce stade, rejeter l'hypothèse de la dispersion des particules puisque les

conditions sur le terrain sont très différentes des conditions en laboratoire. En effet, la force de cisaillement de la pompe utilisée ainsi que le volume d'eau filtré au laboratoire sont beaucoup plus faibles qu'au réservoir McTavish. Ainsi, la vitesse tangentielle de l'eau dans la pompe 1 du réservoir est approximativement 360 fois plus élevée que celle obtenue avec la pompe centrifuge, utilisée lors des essais, si l'on considère une vitesse de rotation (ω) de 900 rpm et un diamètre d'environ 1 mètre pour la pompe 1 du réservoir, alors que la vitesse de rotation de la pompe utilisée au laboratoire était de 1000 rpm et que le diamètre était de 5 cm.

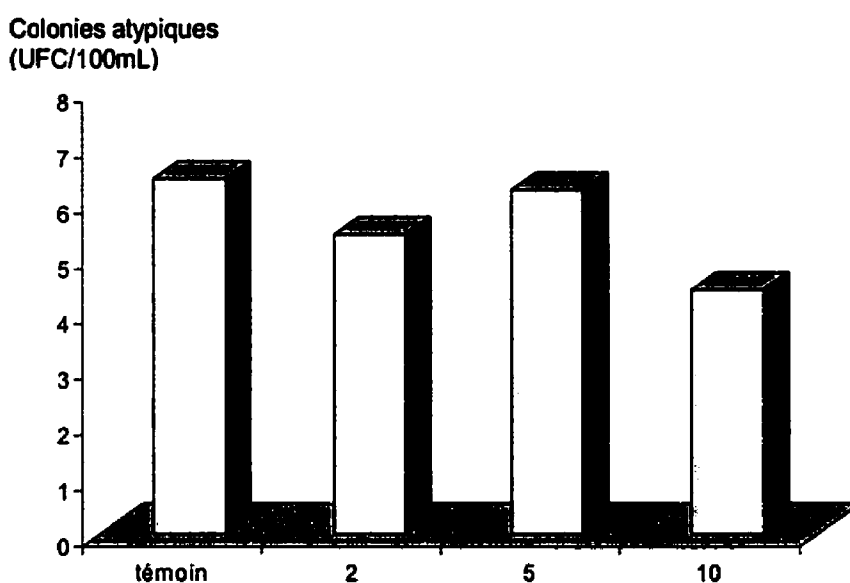


Figure 4.28: Évolution des concentrations de colonies atypiques lors du passage répété (2, 5 et 10 fois) d'un échantillon d'eau dans une pompe centrifuge, 3 août 2000

Il est difficile d'évaluer le nombre de particules par unité de volume des eaux testées et par conséquent de connaître la probabilité d'avoir un nombre suffisant de particules dans l'échantillon de 20 litres susceptible de relarguer des coliformes. À titre d'exemple, la présence de 1 particule par litre comprenant 1 UFC par particule ou 1 particule par 100 litres comprenant 100 UFC par particule dans l'eau rend les recherches difficiles et nécessite plusieurs essais avant d'en arriver à une conclusion pertinente. En effet, la probabilité de tester et de valider l'hypothèse de la dispersion des particules sera plus

faible si on a seulement 1 part/100L ayant 100 UFC/part dans notre eau comparativement à la présence de 1 part/L ayant 1 UFC/part.

La présence de colonies atypiques dans le témoin dès le début de l'échantillonnage, lors du premier essai, pose question (Annexe L). Ainsi, cette contamination en colonies atypiques au niveau du montage ou du récipient d'échantillonnage, immédiatement après l'essai préliminaire avec de l'eau milli-Q, gêne l'interprétation des résultats. L'absence de colonies atypiques lors de l'essai préliminaire, avec de l'eau milli-Q, laisse penser que la contamination proviendrait du montage lui-même puisque tous les autres essais présentent des colonies atypiques au niveau du témoin. Il est à noter que le témoin, lors de ces essais, est un échantillon prélevé directement du montage au temps $t=0$ seconde.

Une contamination du montage est plus probable qu'une contamination du flacon d'échantillonnage puisque la désinfection du montage expérimental est plus difficile à réaliser. Le flacon est désinfecté avec une solution d'eau de javel pendant 12 heures avant la prise de l'échantillon. Des précautions sont prises lors du prélèvement d'échantillons au réservoir afin d'éviter toute contamination. Le montage contient plusieurs composantes. La désinfection est réalisée par le passage répété pendant 12 heures d'une solution d'eau de javel. Le volume d'eau utilisé pour la désinfection est d'environ 25 litres alors que la capacité du contenant est de 50 litres. Ainsi, la partie supérieure du montage est peu ou pas désinfectée avant le début des essais. Une contamination par l'air pourrait aussi être possible malgré la mise en place de papier d'aluminium (non stérilisé) sur le dessus du montage.

En conclusion, on ne note aucune augmentation des colonies atypiques par le passage répétitif de l'eau dans la pompe de laboratoire.

C) Essai de filtration au réservoir

Un essai de filtration sur le site a aussi été réalisé afin de vérifier l'hypothèse de la dispersion des particules. Cet essai a pour but principalement de vérifier :

- Si on observe des différences dans les nombres de bio-particules en amont, à la volute et à l'aval de la pompe.

- Si une augmentation des coliformes totaux ou des colonies atypiques est observée à l'aval et à la volute de la pompe comparativement à l'amont. De grands volumes d'eau sont collectés sur le filtre afin de réaliser cet essai.

L'observation microscopique révèle la présence de plusieurs types de particules dans les eaux à la sortie du réservoir McTavish. Parmi ces particules, on observe des organismes supérieurs tel que des nématodes et des rotifères. La figure 4.29 présente quelques un de ces micro-organismes retrouvés à la volute de la pompe 2, lors de la filtration de 78 litres d'eau, au mois de juillet 2000.



Figure 4.29 Micro-organismes retrouvés à la volute de la pompe 2, 19 juillet 2000.

Malgré la présence d'un nombre important de particules en suspension dans les eaux à la sortie du réservoir, on ne note pas de différence importante entre le nombre et la taille des particules à l'amont, à la volute et à l'aval de la pompe (évaluation qualitative seulement).

Par ailleurs, l'hypothèse de la dispersion des particules pourrait être concluante si les résultats de l'essai de filtration montraient une différence significative entre le nombre de coliformes sur les filtres soniqués et sur ceux non soniqués (cf. 4.1.5). Une augmentation des coliformes indiquerait que la sonication a brisé des particules sur le filtre ce qui a libéré les coliformes contenus dans ces particules. Toutefois, lors de cet

essai, on ne dénombre pas de coliformes sur les filtres soniqués et non soniqués. L'absence de coliformes lors de cet essai rend l'interprétation des résultats difficile. La détection d'un nombre équivalent de coliformes sur les deux filtres aurait permis de conclure davantage sur l'hypothèse de la dispersion des particules ou de remettre en question l'efficacité de la sonication sur la dispersion des particules. Il faut de plus noter que la récupération des particules n'est pas optimisée lors de cet essai car on peut avoir une inhibition possible des bactéries si elles sont en trop grand nombre sur le filtre (P.Payment, communication personnelle).

D) Récapitulatif des différents résultats obtenus sur la validation des hypothèses sur l'origine des coliformes au réservoir

Malgré les réponses non concluantes des essais de dispersion, on ne peut pas certifier que les coliformes dénombrés à la sortie du réservoir sont le résultat d'une dispersion des particules puisque les limites des protocoles utilisés sont difficiles à évaluer.

Tous les essais réalisés afin de valider les différentes hypothèses de la source de contamination en coliformes au réservoir McTavish se sont avérés non concluants. On ne connaît donc pas l'origine des coliformes. Les sources possibles sont soit un biofilm localisé à l'intérieur de la pompe ou un biofilm dans les canalisations à l'amont de la pompe.

E) Discussion

On peut développer ces hypothèses (surface colonisée, dispersion de particules) en se basant sur les données dans la littérature. La superficie du biofilm dans notre cas peut-être évaluée par la relation suivante :

$$N = D_{act} * f * A * \mu_d$$

$$\text{où } N = n * Q$$

N= Nombre de coliformes par jour dans l'eau à la volute de la pompe (UFC/d)

D_{act} = Densité active du biofilm (UFC/ cm^2)

f = fraction de coliformes dans le biofilm (%)

A = Superficie du biofilm (cm^2)

μ_d = taux de doublement (d^{-1})

n = nombre moyen de coliformes détectés à la pompe
(UFC/L)

Q = débit à la pompe (L/d)

Dans cette équation, on suppose que le taux de formation du biofilm dans l'eau est identique à son taux de disparition. La disparition est principalement causée par les forces de cisaillement de l'eau sur le biofilm. Suivant les hypothèses posées sur les différents paramètres, on peut estimer la surface du biofilm nécessaire pour relarguer les concentrations de coliformes mesurées au réservoir.

Le nombre moyen de coliformes mesurés aux pompes est de 2×10^9 UFC/d pour un débit de 15 MG/d et une concentration moyenne en coliformes de 30 UFC/L. Dans l'équation ci haut on retrouve 3 paramètres variant selon les conditions environnementales du milieu soit la fraction de coliformes (f) dans le biofilm, le taux de doublement (μ_d) et la densité active du biofilm (D_{act}).

La concentration moyenne de cellules dans un biofilm est de 10^5 à 10^8 cell/ cm^2 (Morin et al., 1999). La proportion de bactéries cultivables d'un biofilm (bactéries cultivables et bactéries viables mais non cultivables), quant à elle, diffère selon les auteurs et les conditions de l'étude. Ainsi, Block et al. (1992) trouvent dans un biofilm d'eau potable sur un réseau de distribution expérimental (fonte ductile recouvert d'une couche de mortier) 14% de bactéries actives. Schwartz et al. (1998) trouvent une proportion de bactérie active inférieure à 10% sur plusieurs matériaux de canalisation (polyéthylène, PVC, cuivre, acier), dans un réseau de distribution, et ce pour une période d'incubation de 15 jours. Il est toutefois difficile d'évaluer le taux de doublement d'un biofilm car peu de recherches ont été réalisées à ce sujet. van der Wende et al. (1989) trouvent un taux de croissance des cellules d'un biofilm de l'ordre de 6.9d dans un rotatorque pour un débit de 2,7L/h et une augmentation de ce débit entraîne une hausse de ce taux de doublement. Par ailleurs, la fraction des bactéries que représentent les coliformes dans

un biofilm dépend essentiellement des espèces et du nombre de bactéries en suspension dans l'eau.

Le tableau 4.4 présente la superficie de biofilm possible selon diverses valeurs des paramètres de l'équation. Il est à noter que le taux de doublement (μ_d) et la densité active de biofilm posés sont respectivement de 1jour et de 10% (UFC/cm²).

Tableau 4.4: Superficie possible du biofilm au réservoir

	10 ⁶	10 ⁷	10 ⁸
	1	5	10
	2 000 000	40 000	2000
	200	4	0,2

Les conditions du cas 1 permettent de calculer une superficie de biofilm de 200 m². La présence d'un tel biofilm à l'intérieur de la pompe ou dans les canalisations à l'amont de celle-ci s'avère presque impossible étant donné l'importance de cette superficie. À titre d'exemple, la longueur d'un tel biofilm serait d'environ 52 mètres pour un diamètre de canalisation de 1,22m (pompe 1 du réservoir) si l'on suppose que le biofilm occupe toute la circonférence de la canalisation. Les superficies de biofilm de 4 m² (cas 2) et de 0,2m² (cas 3) obtenues sont toutefois plus réaliste.

Le taux de formation et la composition du biofilm sont fonction principalement de la température, de la vitesse de l'eau (Donlan *et al.*, 1994), des propriétés physico-chimiques de l'interface, de la nature du matériau support (Kerr *et al.*, 1999 ; Niquette *et al.*, 2000), des propriétés physiologiques des micro-organismes (LeChevallier *et al.*, 1990) et de la concentration en carbone organique dissous biodégradable (Block J.C., 1992). Or, les résultats obtenus, lors du projet, montrent que les concentrations en coliformes mesurées aux pompes semblent liées surtout à la température de l'eau puisque le dénombrement régulier et l'augmentation du nombre de coliformes totaux et des colonies atypiques arrivent lorsque la température de l'eau dans le réseau de distribution est supérieure à environ 20°C (2 campagnes d'échantillonnage: été 1999 et 2000). En considérant que le taux de formation du biofilm augmente avec la

température de l'eau, le dénombrement régulier de coliformes aux pompes pourrait effectivement être attribuable à la présence d'un biofilm important à l'amont de la pompe ou à l'intérieur de la pompe même. Donlan *et al.* (1994), montrent que le taux de formation du biofilm augmente lorsque les températures passent de 15 et 25°C. Cette augmentation est, selon lui, attribuable à une hausse de la température de l'eau mais également à une concentration plus faible en oxydant ainsi qu'à une concentration plus élevée de bactéries en suspension dans l'eau.

Un autre paramètre non négligeable qui pourrait favoriser la formation d'un biofilm au niveau des pompes au réservoir McTavish est la concentration en carbone organique dissous biodégradable (CODB). Le CODB est un nutriment essentiel à la survie et la croissance des micro-organismes dans un réseau de distribution. Une concentration en CODB inférieure à 0,15 mg/L dans l'eau traitée limite la croissance des organismes (Servais *et al.*, 1996). Toutefois, la teneur en CODB à l'intérieur d'un réseau est souvent supérieure à cette valeur. Enfin il peut y avoir certaines substances qui relarguera du CODB dans l'eau du réseau de distribution par exemple les huiles ou graisses de lubrification utilisées pour le maintien des pompes peut-être une source importante de matière organique et favoriser le développement des bactéries (White et LeChevallier, 1993 ; Sidorowicz S., 1996). White et Lechevallier (1993) montrent que l'utilisation de certaines huiles de lubrification peut augmenter la concentration en carbone organique dissous biodégradable de 46 à 117 µg/l dans l'eau de consommation.

L'hypothèse de la présence d'un biofilm n'est pas exclue d'après les calculs et les résultats obtenus lors des campagnes d'échantillonnage. Le dénombrement régulier de coliformes aux pompes du réservoir McTavish pourrait donc provenir d'un biofilm si l'on considérait l'effet de la température sur le taux de formation du biofilm et de la variation de la concentration en CODB dans l'eau suite à l'utilisation d'huiles de lubrification.

On peut aussi tenter de préciser le nombre de coliformes provenant de la désintégration des organismes supérieurs lors de leur passage dans la pompe.

La relation suivante exprime le nombre de coliformes totaux à la volute des pompes suite à la dispersion des particules dans les pales de la pompe.

$$N = Q * n * N_{\text{particules}}$$

N = nombre de coliformes mesuré à la volute des pompes
(UFC/d)

Q = débit à la pompe (L/d)

n = concentration de particules (part./L)

$N_{\text{particules}}$ = nombre de coliformes par particules (UFC/part.)

Le tableau 4.5 présente le nombre de coliformes à la pompe (N) pour diverses concentrations de particules (n) et du nombre de coliformes par particules ($N_{\text{particules}}$). Les valeurs de n et $N_{\text{particules}}$ sont tirées d'une étude réalisée par Lupi *et al.* (1995) pour des valeurs minimales et maximales où n représente le nombre de nématodes par volume d'eau et $N_{\text{particules}}$, le nombre d'Enterobacteriaceae par nématodes. La famille des Enterobacteriaceae inclut les espèces de coliformes totaux détectés aux pompes lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 1999 et 2000.

Tableau 4.5: Évaluation du nombre d'enterobacter aux pompes suivant le fractionnement et la dispersion de particules au passage dans la pompe.

	Cas 1	Cas 2	Cas 3
n (Ném/L)	0,005	15	33
$N_{\text{particules}}$ (Ent/Ném)	0,02	6	13
N (UFC/d)	$6,75 \times 10^3$	$6,1 \times 10^9$	$2,9 \times 10^{10}$

Note : $Q = 6,75 \times 10^7$ L/d

Le nombre d'Enterobacter à la pompe suivant une dispersion de particules sera donc de 7×10^3 Ent./d si l'on considère une moyenne de 0,005 nématodes par litre d'eau et une moyenne de 0,02 Enterobacters par nématodes. Ce résultat représente moins de 1% du nombre de coliformes totaux moyen détectés aux pompes lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 1999 soit de 2×10^9 UFC/d. Les valeurs du nombre de coliformes obtenues dans les cas 2 et 3 sont toutefois similaires au nombre de coliformes totaux moyen mesuré lors de la campagne d'échantillonnage de l'été 99. Il est à noter que l'on considère, dans ces calculs, que la totalité des particules se disperse lors de leurs passages dans les pales de la pompe. Or, l'observation

microscopique (étude qualitative seulement) du nombre de bio-particules à l'amont, à la volute et à l'aval de la pompe 2 ne montre pas de différence significative dans le nombre et la taille des bio-particules entre ces 3 points.

Les valeurs obtenues semblent réalistes, pour ce qui a trait au cas 2 et 3, mais les résultats obtenus des essais expérimentaux sur la dispersion de particules, bien que ne permettant pas de conclusion définitive, ne semblent pas aller dans le même sens.

4.3.4 Inactivation des coliformes totaux et des colonies atypiques par l'oxydant

Les différents essais réalisés ont permis de localiser la source des coliformes au niveau des pompes à la sortie du réservoir. On constate, par ailleurs, que les concentrations en coliformes au point d'échantillonnage à l'aval de la pompe sont souvent nulles alors que leur concentration est beaucoup plus élevée à sa volute (figure 4.23 et 4.24). Cette observation indique que les coliformes libérés dans l'eau, à la volute de la pompe, sont très rapidement inactivés par le chlore.

Des essais de cinétique d'inactivation ont donc été réalisés sur le site afin de connaître le temps d'inactivation des coliformes lorsqu'ils entrent en contact avec le chlore. Le principe de l'essai consiste à neutraliser le chlore dans l'échantillon après un temps de contact de 2, 4, 8 et 10 secondes des micro-organismes (cf. 4.1.6). Ce type d'essai a été réalisé à trois reprises, soit à la pompe 2, le 30 août 2000, et aux pompes 1 et 2, le 6 septembre 2000. Les résultats sont présentés à l'annexe M.

L'analyse des résultats de l'annexe M montre que le temps d'inactivation des colonies atypiques est d'environ 10 secondes. La concentration moyenne de chlore libre était alors de 0,68 mg/L. Ces résultats confirment que la source de contamination en coliformes totaux et en colonies atypiques est localisée à proximité de la pompe (biofilm à l'amont ou dans la pompe) ou est liée au mécanisme de la pompe (dispersion de particules). Comme l'inactivation est très rapide et que les microorganismes ne peuvent pas provenir de l'eau d'alimentation de la pompe puisque cette eau contient du chlore. Cet essai montre également que les micro-organismes détectés aux pompes du

réservoir McTavish ne sont pas refoulés vivants (cultivables) dans le réseau de distribution de la ville de Montréal.

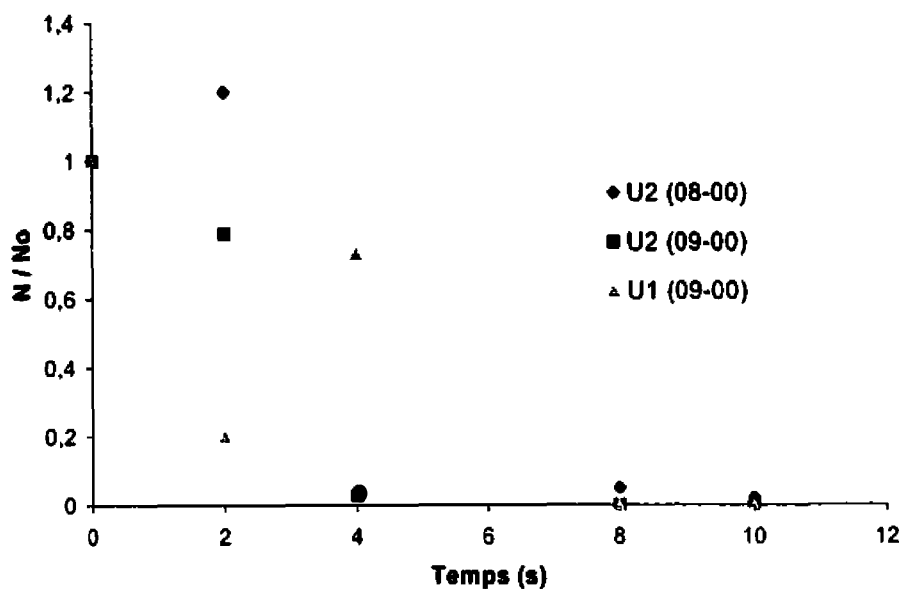


Figure 4.30: Inactivation des colonies atypiques à la volute des pompes du réservoir McTavish (chlore libre= 0,68mg/L)

Le modèle de Chick-Watson est décrit par l'équation suivante:

$$\ln (N/N_0) = -k * C^n * t$$

k = paramètre cinétique du pseudo 1er ordre (L/mg.min)

n = coefficient de dilution ($n=1$)

C = concentration d'oxydant (mg/L)

t = temps d'inactivation (min)

En utilisant les données obtenues lors des essais de désinfection, nous pouvons estimer les coefficients de l'équation Chick-Watson.

$$N/N_0 = e^{-0,463 t}$$

donc $\ln(N/N_0) = -0,463 t$

où $k \cdot C^n = 0,463 \text{ s}^{-1}$

L'application du modèle Chick-Watson à la moyenne des concentrations en colonies atypiques mesurées pour chacun des temps donne un coefficient de corrélation (R^2) de 0,97 et un paramètre cinétique (k) de 0,681 L/mg.s pour une concentration en chlore de 0,68 mg/L (figure 4.31).

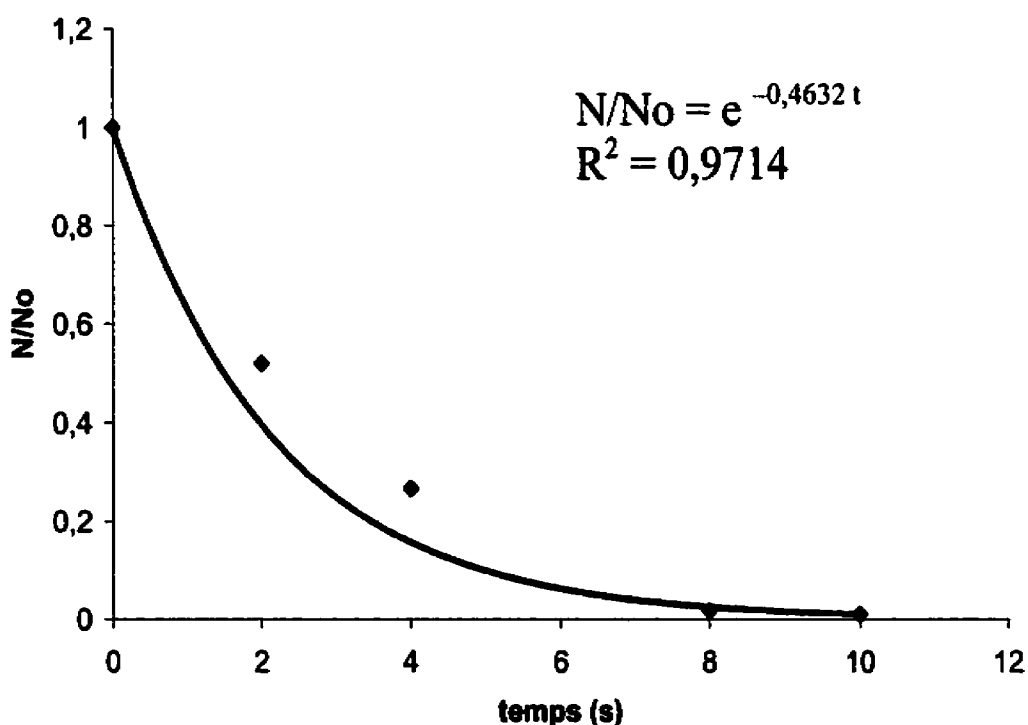


Figure 4.31: Cinétique d'inactivation des colonies atypiques à la volute des pompes du réservoir (forme exponentielle – Loi de Chick-Watson)

L'utilisation du modèle Chick-Watson permet l'estimation de CT (concentration d'oxydant (mg/L) x temps de contact (min)) pour un niveau d'inactivation donné. Le tableau 4.6 présente les CT calculés pour différents Log d'inactivation. Les valeurs de CT mesurées aux conditions retrouvées au réservoir sont pour un pH 7,8. Afin de comparer les CT

obtenus avec ceux proposés par Boulos (1996), on a du corriger nos CT afin de tenir compte de la différence de pH (7,8 vs 7,0). La baisse de pH de 7,8 à 7,0 dans l'eau entraîne une diminution du CT d'environ un facteur 2 (B. Barbeau, communication personnelle). Cette diminution du CT est attribuable à l'augmentation de la fraction de HOCl dans l'eau par rapport à OCl⁻. Ainsi, les valeurs de CT diminuent à pH 7 puisque le pouvoir d'oxydation de HOCl est supérieur à celui de OCl⁻ (Desjardins, 1990)

Tableau 4.6: Calcul de CT (mg.min/L), selon la Loi Chick-Watson, pour divers Log d'inactivation, à pH 7 et 7,8.

	1 Log	2 Log	3 Log
pH 7,8	0,08	0,17	0,25
pH 7,0	0,04	0,08	0,12

La comparaison des CT obtenus pour 3 Log d'inactivation avec ceux proposées par Boulos (1996) montre que les coliformes aux pompes du réservoir ont un CT similaire à celui des coliformes (souche environnementale *E.coli* et ATCC 11229 *E.coli*) qui se sont développés dans un milieu riche (milieu TSA à 35°C). En effet, les CT pour 3 Log d'inactivation pour des souches environnementales *E.coli* et des souches pures *E.coli* ATCC 11229 (conditions de croissance : eau recueillie à la sortie des filtres de l'usine Ste-Rose (Laval), ratio en nutriments de 100 :20 :5, T=20°C) varie de 0,39 à 1,0 alors que les CT obtenus pour ces mêmes souches mais dans des conditions différentes de croissance (milieu riche) varie de 0,05 à 0,09. Par ailleurs, on observe que le CT pour 3 Log d'inactivation des coliformes au réservoir est de 0,12 (à pH 7) ce qui s'apparente beaucoup avec des souches ayant eu des conditions de croissance dans un milieu riche. Ces résultats indiquent donc que les coliformes dénombrés à la sortie du réservoir proviennent d'un milieu favorable à leur croissance et que leurs résistances à l'oxydant est faible.

Malgré l'augmentation du nombre de colonies atypiques à la volute des pompes durant la saison estivale, les concentrations à l'aval de la pompe demeurent très faibles (figure 4.23 et 4.24). Ces coliformes sont de toute évidence inactivés à quelques mètres de ce point d'échantillonnage puisque le temps de parcours entre la volute et l'aval de la

pompe 2 est de 7,5 secondes et que d'après les résultats de l'essai de la cinétique d'inactivation, la totalité des coliformes seraient complètement inactivés après 10 secondes de temps de contact avec le chlore présent dans l'eau.

Les évolutions des colonies mesurées à la volute et à l'aval de la pompe sont semblables (figure 4.32). La similarité des résultats obtenus est étonnamment bonne puisque les concentrations mesurées à l'aval de la pompe sont très faibles ($< 0,75$ UFC/100mL) ce qui indique que la méthode de détection utilisée (filtration sur membrane gélose et culture sur m_Endo) donne de bons résultats même lorsque les concentrations sont très faibles.

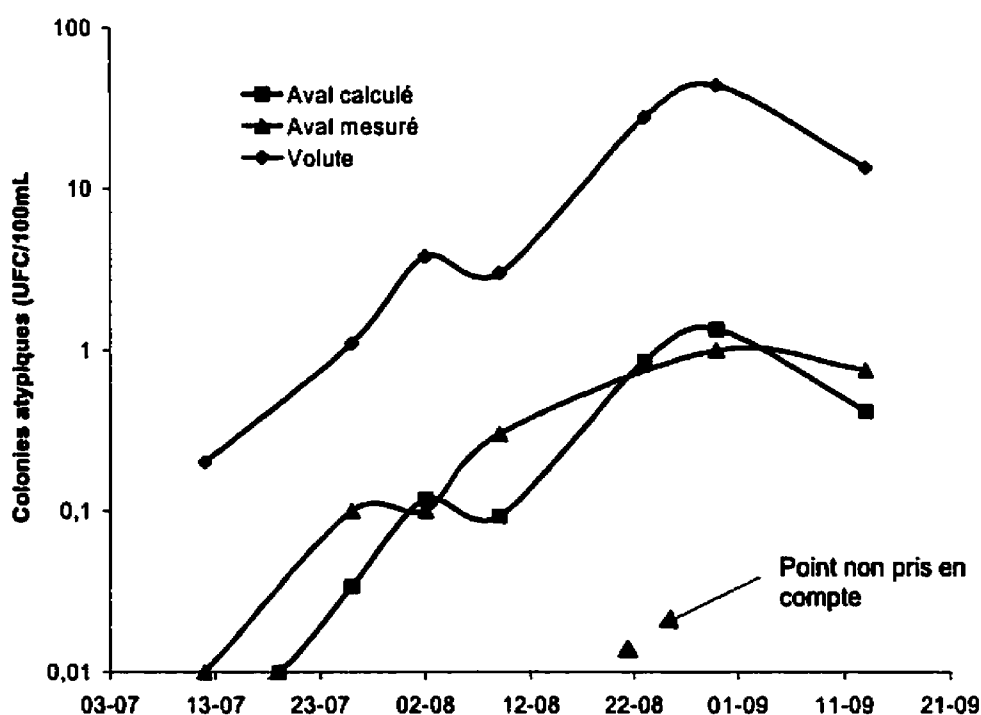


Figure 4.32: Colonies atypiques détectées à la volute et à l'aval de la pompe 2 et prédiction des concentrations à l'aval selon la loi de Chick-Watson, campagne été 2000

Par ailleurs, l'application du modèle de Chick-Watson montre que les concentrations prédites à l'aval de la pompe demeurent tout à fait comparables aux concentrations

mesurées au même point. Ainsi, ces résultats montrent que le modèle Chick-Watson décrit bien nos résultats.

Les coliformes détectés aux pompes sont des organismes cultivables puisque la méthode de détection utilisée (filtration sur gélose, m_Endo) implique une croissance sur gélose. Ils sont rendus rapidement « non cultivables » par contact avec le chlore libre. Or, certaines de ces bactéries pourraient toutefois être viables mais non cultivables. Ces bactéries pourraient éventuellement redevenir cultivables dans le réseau de distribution si les conditions y sont propices. Il faudrait donc poursuivre les recherches, dans ce sens, et vérifier l'état de ces organismes afin d'évaluer leurs impacts sur la qualité de l'eau dans le réseau de distribution.

CHAPITRE 5

Conclusions et Perspectives

5.1 Conclusions

L'objectif principal du projet était de déterminer l'impact du réservoir McTavish sur la qualité de l'eau potable et en particulier l'origine des coliformes totaux parfois mesurés dans l'eau à la sortie de ce réservoir. Ce travail de recherche a donc été divisé en deux parties soit (a) une caractérisation hydraulique et (b) une caractérisation physico-chimique et bactériologique de la qualité de l'eau à différents points du réservoir. Les objectifs de la caractérisation hydraulique étaient principalement d'identifier les conduites d'entrée et de sortie, de connaître les débits moyens des entrées, d'établir le temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir et également d'évaluer le sens d'écoulement de l'eau à l'intérieur du réservoir même. La détermination de la qualité de l'eau et la localisation de la contamination en coliformes dans le réservoir sont principalement réalisées par le biais d'analyses physico-chimiques (pH, turbidité, température, chlore libre) et bactériologiques (coliformes totaux et colonies atypiques, BHA). Ces diverses analyses ont été réalisées à plusieurs endroits du réservoir (entrées, sorties, amont et aval des pompes) et également lors des essais expérimentaux. Les principales conclusions sont présentées pour chacune de ces parties.

Hydraulique du réservoir

Les principaux résultats montrent que :

- La conduite 60" est l'entrée principale du réservoir suivie de la conduite 36" avec des débits moyens respectifs de 5 500 L/s et 1 560 L/s. L'apport en eau dans le réservoir par la conduite 60" correspond à environ 69% du débit total entrant dans le réservoir.
- En période estivale, le temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir est approximativement de 4 heures 27 minutes.
- La configuration hydraulique des conduites d'entrées et de sorties ne semble pas optimale puisqu'une fraction de l'eau ne transite pas à l'intérieur du réservoir mais

serait directement envoyée dans le réseau de distribution. Ce phénomène est observé au niveau du canal d'alimentation où l'eau en provenance des 3 entrées (36", 24O", 24E") est, occasionnellement, envoyée dans le réseau de distribution via les 3 pompes adjacentes (U4, U5, U6).

Caractérisation physico-chimiques et bactériologiques du réservoir

A) La qualité de l'eau aux entrées et sorties

Les principaux résultats montrent que :

- Les paramètres physico-chimiques (pH, turbidité, température) ne varient pas beaucoup entre l'entrée et la sortie du réservoir.
- La concentration en chlore libre, aux entrées, varie de 0,45 à 1,0 mg/L pour la campagne d'échantillonnage de l'été 1999. On retrouve les concentrations les plus élevées dans la conduite de 48" suivi de celle du 60". Aux sorties, la concentration en chlore libre diminue en allant des pompes 10 à 1 ce qui traduit l'effet du temps de séjour et de l'impact du niveau de chlore dans les différentes conduites d'alimentation. Les concentrations en chlore libre extrêmes mesurées sont de 0,39 mg/L et de 1,5 mg/L mesurées respectivement aux pompes 1 et 10.
- Le nombre de particules à la sortie du réservoir est plus élevé qu'à l'entrée.
- La concentration de bactéries cultivables (BHA), aux sorties, est très faible avec une moyenne arithmétique maximale de 2,1 UFC/mL (campagne été 1999). Les résultats montrent également que la concentration en BHA à la sortie est plus faible qu'à l'entrée ce qui indique que l'inactivation des bactéries cultivables présente dans l'eau traitée se poursuit à l'intérieur du réservoir.
- On retrouve des coliformes totaux à la sortie du réservoir qu'aux points de prélèvement situés sur la volute des pompes. Les résultats des analyses bactériologiques montrent un dénombrement régulier de coliformes totaux lors de la campagne 1999 alors qu'en 2000, leur détection aux pompes est quasi inexistante. Cette diminution du nombre de coliformes entre les deux campagnes est probablement causée par une température de l'eau plus faible durant l'été 2000.
- *Citrobacter freundii* est l'espèce dominante en coliformes totaux pour les deux campagnes

B) Localisation de l'origine des coliformes totaux

L'investigation de la source de contamination en coliformes montre que:

- Les coliformes totaux détectés à la volute des pompes ne proviendraient ni des entrées ni de l'intérieur du réservoir ni du canal servant à l'alimentation des pompes 1 à 6 et des entrées 36", 24O", 24E".
- Les concentrations en coliformes totaux et en colonies atypiques sont nettement plus élevées à la volute des pompes qu'aux points de prélèvement situés 9 mètres en amont. Ces observations montrent donc que la source de contamination en coliformes totaux est localisée entre le point amont et la volute de la pompe.
- Les coliformes totaux (incluant les colonies atypiques) ne sont plus détectés, à la volute de la pompe, immédiatement après l'arrêt du mécanisme de la pompe. De plus, on observe une hausse de la concentration en coliformes immédiatement après le redémarrage de la pompe. Ces observations montrent principalement que la détection de coliformes à la volute de la pompe est directement liée au fonctionnement de celle-ci.

C) Survie des micro-organismes mesurés à la volute des pompes

Des essais de cinétique d'inactivation, sur des échantillons d'eau prélevés à la volute de la pompe 1 et 2, montrent que la cinétique d'inactivation de ces organismes est très rapide (inactivation totale après 10 secondes pour une concentration résiduelle de chlore libre moyenne de 0,68 mg/l). Ce dernier essai explique pourquoi les coliformes totaux dénombrés aux pompes ne sont pas détectés dans le réseau de distribution de la ville de Montréal. Ces résultats montrent que ces organismes viennent d'être exposés au chlore quand on les mesure à la volute de la pompe et que leur résistance aux oxydants est très faible.

Les principales hypothèses émises sur l'origine des coliformes au réservoir sont que:

- Les coliformes seraient localisés sur une surface colonisée (biofilm) à l'intérieur de la pompe (tubercules de corrosion, cavité) ou dans les canalisations à l'amont de la pompe.

- Les coliformes détectés à la volute de la pompe seraient le résultat d'une dispersion de particules biologiques contenant des coliformes au passage de l'eau dans la turbine de la pompe.

Plusieurs essais ont été réalisés afin de valider ces deux hypothèses. Un essai de filtration sur le site et des essais avec une pompe en circuit fermé au laboratoire nous ont permis de tester l'hypothèse de la dispersion des particules. L'ouverture de l'une des pompes nous a également permis de vérifier s'il y avait présence d'une surface colonisée en coliformes à l'intérieur de la pompe. Aucun essai n'a toutefois pu être réalisé afin de vérifier l'hypothèse de la présence d'un biofilm dans les canalisations en amont de la pompe car la vérification sur le site est difficilement réalisable.

Les résultats des analyses bactériologiques lors de l'ouverture de la pompe révèlent l'absence de coliformes totaux dans tous les échantillons recueillis. On ne peut toutefois complètement exclure l'hypothèse de la présence de coliformes dans un milieu isolé à l'intérieur de la pompe car la température de l'eau était à 15°C au moment de l'échantillonnage (6 octobre 1999). Or, la faible température mesurée lors de cette campagne diminue fortement les chances de détection de ces organismes.

Par ailleurs, aucun essai réalisé pour vérifier l'hypothèse de la dispersion de particules (essai de filtration et montage avec pompe en circuit fermé) n'a été concluant. Les hypothèses auraient été validées par des résultats positifs lors des essais expérimentaux mais elles ne sont toutefois pas invalidées par des résultats négatifs.

On ne peut donc affirmer clairement, après cette étude, si les coliformes proviennent (a) d'un biofilm à l'intérieur de la pompe ou dans les canalisations à l'amont de la pompe, ou (b) de la dispersion des particules au passage de l'eau dans les pales de la pompe.

L'évaluation, selon certaines hypothèses, de la superficie possible du biofilm et du nombre de bactéries pouvant être relarguées dans l'eau suivant une dispersion de particules montre que ces deux hypothèses pourraient vraisemblablement être le résultat du dénombrement régulier de coliformes totaux aux pompes du réservoir McTavish.

Bibliographie

ALERE, I. et HANAEUS, J. (1997). Particle dynamics in the distribution water network of Lulea. Vatten, 53(4), 381-390.

ALLEN, M.J., TAYLOR, R.H., et GELDREICH, E.E. (1980). The occurrence of microorganisms in water main encrustations. JAWWA, 72(11), 614-625.

AMBLARD, C., BOURDIER, G., CARRIAS, J.F., MAURIN, N. et QUIBLIER, C. (1996). Seasonal evolution of microbial community structure in a drinking water reservoir. Wat. Res., 30(3), 613-624.

(APHA) Standard methods for the examination of water and wastewater, 1998, 20th edition, American public health association, American water work association / water environment federation, Washington, DC, USA.

APPENZELLER, B.M.R., BATTÉ, M., MATHIEU, L., BLOCK, J.-C., LAHOUSSE, V., CAVARD, J. et GATEL, D. (2000). Effect of phosphate addition in drinking waters on bacterial growth in low and high corroded pipes. Wat. Res., 35, 1100-1105.

BARBEAU, B. (1996). Évaluation des bactéries sporulantes aérobies comme indicateur de l'efficacité du traitement d'une filière d'eau potable. Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

BARIBEAU, H. (1992). Étude de la consommation en chlore à long terme d'une eau à potabiliser. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

BEECH, I.B., EDYVEAN, R.G.J., CHEUNG, C.W.S. et TURNER, A. (1994). Bacteria and corrosion in potable water mains. Proceeding of the 3rd international EFC Workshop on microbial corrosion, Portugal.

BESNER, M.C., GAUTHIER, V., BARBEAU, B., MILLETTE, R., CHAPLEAU, R. et PRÉVOST, M. (1999). Integrated approach to explain water quality in a distribution system. JAWWA, August 2000.

BLOCK, J.-C. (1992). Biofilms in drinking water distribution systems. Biofilms Science and Technology, L. Melo, T.R., Bott, M., Fletcher, B., Capdeville, Kluwer Publishers, Dordrecht, NL.

BOULOS, L. (1996) Influence de l'état physiologique des coliformes sur leur résistance à la désinfection. Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

BOULOS, P.F., GRAYMAN, W.M., BOWCOCK, R.W., CLAPP, J.W., ROSSMAN, L.E., CLARK, R.M., DEININGER, R.A. et DHINGRA, A.K. (1996). Hydraulic mixing and free chlorine residual in reservoirs. JAWWA, 7, 48-59.

BRAZOS, B.J. et O'CONNOR, J.T. (1996). Seasonal effects on generation of particle-associated bacteria during distribution. Journ. Environ. Eng., 12, 1050-1057.

BRION, G.M., MAO, H.H. et LINGIREDDY, S. (2000). New approach to use of total coliform test for watershed management. Water Science and technology, 42(1-2), 65-69.

BUCKLIN, K.E., MCFETERS, G.A. et AMIRTHARAJAH, A. (1991). Penetration of coliforms through municipal drinking water filters. Wat. Res., 25(8), 1013-1017.

CACCAVO, F.JR., SCHAMBERGER, P.C., KEIDING, K. et NIELSEN, P.H. (1997). Role of hydrophobicity in adhesion of the dissimulatory Fe(III)-reducing bacterium *Shewanella alga* to amorphous Fe (III) oxide. Appl. Environ. Microbiol., 63, 3837-3843.

CAMPER, A.K., LECHEVALLIER, M.W., BRODAWAY, S.C. et MCFETERS, G.A. (1986). Bacteria associated with granular activated carbon particles in drinking water. Appl. Envir. Microbiol., 52(3), 434-438.

CAMPER A.K. (1994). Coliform regrowth and biofilm accumulation in drinking water systems: a review. Biofouling and biocorrosion in industrial water systems, G., Geesy, Z., Lewandowski, H.-C., Flemming, Lewis Publishers, 91-105.

CAMPER A.K. (1996). Factors limiting microbial growth in distribution systems: laboratory and pilot-scale experiments. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Co., USA, 121p.

CARPENTER, B. et CERF, O. (1993). Biofilms and their consequences, with particular reference to hygiene in food industry. Journal of Applied Bacteriology, 75, 499-511.

CHARACKLIS, W.G., TRULEAR, M.G., STATHOPOULOS, N. et CHANG, L.C. (1979). Oxydation and destruction of microbial biofilms. Environment Impact and health effects, Anna Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Mich., USA, 3, 349-368.

CHEVALIER, J. (1999). Rapport préliminaire: Influence du réservoir McTavish sur la qualité de l'eau potable dans le réseau de distribution de la ville de Montréal. École Polytechnique de Montréal.

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.

CLARK, R.M., GELDREICH, E.E., FOX, K.R., JOHNSON, C.H., GOODRICH, J.A., BARNICK, J.A., ABDESAKEN, F., HILL, J.E. et ANGULO, F.J. (1996) A waterborne *Salmonella typhimurium* outbreak in Gideon, Missouri: results from a field investigation. International Journal of Environmental health research, 6, 187-193.

CLÉMENT, M., SEUX, R. et RABAROT, S. (2000). A practical model for estimating total lead intake from drinking water. Wat. Res., 34, 1533-1542.

CRADDOCK, J.L. et CASTLE, R.G. (1997). Viable but injured coliforms in drinking water supplies. Coliforms and E.coli: Problem or solutions?, Special Publications of the Royal Society of Chemistry, 191, 182-188.

DESJARDINS, R. (1990). Le traitement des eaux. Éditions École Polytechnique de Montréal, 2e Ed., 304p.

DING, G., SUGIURA, N., INAMORI, Y. ET SUDO, R. (1995). Effect of disinfection on the survival of *Escherichia coli* associated with nematoda in drinking water. Water Supply, 13(3-4), 101-106.

DONLAN, R.M., PIPES, W.O. et YOHE, T.L. (1994). Biofilm formation on cast iron substrata in water distribution systems. Wat. Res., 28(6), 1497-1503.

DOUKI, J. (2000). Étude de l'impact des réservoirs sur la qualité de l'eau distribuée, Mémoire de Maîtrise, École Polytechnique de Montréal, Canada.

FASS, S., DINCHER, M.L., REASONER, D.J., GATEL, D. et BLOCK, J.C. (1996). Fate of *Escherichia coli* experimentally injected in a drinking water distribution pilot system. Wat. Res., 30(9), 2215-2221.

GALE, P., LACEY, R., STANFIELD, G. et HOLT, D. (1997). The development and application of coliform predictive models for the UK water industry. Journ. Water STR – Aqua, 46(4), 185-195.

GATEL, D., HENRIET, C., BRAEKMAN, R., SERVAIS, P. et CAVARD, J. (1996). Impacts of reservoirs on drinking water quality. Proc. Water Quality Technol. Conf. of AWWA., boston, USA.

GAUTHIER, V., ROSIN, C., MATHIEU, L., PORTAL, J.M., BLOCK, J.C., CHAIX, P. et GATEL, D. (1996). Characterisation of the loose deposits in drinking water distribution systems. Proceedings Water Quality Technology AWWA, Boston, USA.

GAUTHIER, V., PORTAL, J.M., YVON, J., ROSIN, C., BLOCK, J.C., LAHOUSSE, V., BENABDELLAH, S., CAVARD, J. et GATEL, D. (1999a). Accumulation of particulate matter and bacteria in deposits in drinking water reservoirs. *Proc. AWWA*, Nashville, USA.

GAUTHIER, V., REDERCHER, S. et BLOCK, J.C. (1999b). Chlorine inactivation of *Sphingomonas* cells attached to goethite particles in drinking water. *Appl. Envir. Microbiol.*, **65**(1), 355-357.

GAUTHIER, V., GERARD, B., PORTAL, J.M., BLOCK, J.C. et GATEL, D. (1999c). Organic matter as loose deposits in a drinking water distribution system. *Wat. Res.*, **33**(4), 1014-1026.

GAUTHIER, V., BESNER, M.C., BARBEAU, B., MILLETTE, R. et PRÉVOST, M. (2000). Storage tank management to improve drinking water quality: case study. *Journ. of Water Resource Planning and Management*, **126**(4), 1719-1727.

GRAYMAN, W.M., DEININGER, R.A., GREEN, A., BOULOS, P.F., BOWCOCK, R.W. et GODWIN, C.C. (1996). Water quality and mixing models for tanks and reservoirs. *AWWA*, **7**, 60-73.

HEITZ, E., FLEMMING, H.C. et SAND, W. (1996). Electrochemical and chemical mechanisms. *Microbially influenced corrosion of materials*, Publishers Springer-Verlag, Berlin, Germany, 27-38.

HERB, S., STAIR, J.O., RINGELBERGER, D.B., WHITE, D.C. et FLEMMING, H.C. (1995). Characterization of biofilms on corroded concrete surfaces in drinking water reservoirs. *Wat. Sci. Tech.*, **32**(8), 141-147.

HERRICK, D. (1997). Cross-connections and backflow. *Water Well Journal*, **51**(5), 67-70.

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, 16, 181-191.

KERNEIS, A., NAKACHE, F., DEGUIN, A. ET FEINBERG, M. (1995). The effects of water residence time on the biological quality in a distribution network, Water Res., 29(7), 1719-1727.

KERR, C.J., OSBORN, K.S., ROBSON, G.D. et HANDLEY, P.S. (1999). The relation between pipe material and biofilm formation in a laboratory model system. Journ. Appl. Microb. Symp. Suppl., 85, 29S-38S.

KOUDJOUNOU, B.K., CHEVALIER, J. et PRÉVOST M. (1997). L'impact de la chloration sur la composition du biofilm d'eau potable, 9ième atelier sur l'eau potable de l'AQTE, Montréal, 439-454.

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

LAURENT, P., SERVAIS, P. et RANDON, G. (1993). Bacterial development in distribution networks – study and modelling. Water supply, 11(3-4), 387-398.

LECHEVALLIER, M.W., EVANS, T.M. et SEIDLER, R.J. (1981). Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water. Appl. Envir. Microbiol., 42(1), 159-167.

LECHEVALLIER, M.W., BABCOCK, T.M. et LEE, R.G. (1987). Examination and characterisation of distribution system biofilms. Appl. Environ. Microbiol., 53(12), 2714-2724.

LECHEVALLIER, M.W., (1990). Coliform regrowth in drinking water: a review. JAWWA, 11, 74-86.

LECHEVALLIER, M.W., SCHULZ, W. et LEE, R.W. (1991). Bacterial nutrients in drinking water. Appl. Environ. Microbiol., 57, 857.

LECHEVALLIER, M.W., CHERYL, C.D., LEE, R.G. et GIBBON, D.L. (1993). Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria. JAWWA, 85, 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. Appl. Environ. Microbiol., 62(7), 2201-2211.

LECHEVALLIER, M.W., KARIM, M.R., ABBASZADEGAN, M., FUNK, J.E. et FRIEDMAN, M. (1999). Pathogen intrusion into potable water. AWWA Water Quality Technology Conference, Tampa, Fl., USA.

LÉVY, Y. (1995). Les paramètres influençant le développement des germes dans les réseaux d'eau potable. Tech. Sci. Méthodes. Génie urbain – Génie rural, 3, 240-245.

LUPI, E., RICCI, V. ET BURRINI, D. (1995). Recovery of bacteria in nematodes isolated from a drinking water supply. J. Water SRT-Aqua, 44(5), 212-218.

MC COY, W.F. et OLSON, B.H. (1986). Relationship among turbidity, particle counts and bacteriological quality within water distribution lines. Wat. Res., 20(8), 1023-1029.

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, 5 (N° spécial), 91.

MIETTINEN, I.T., VATIAIENEN, T. et MARTIKAINEN, P.J. (1997). Phosphorus and bacterial growth in drinking water. Appl. Envir. Microbiol., 63, 3242-3245.

MORIN, P., GAUTHIER, V., SABY, S. et BLOCK, J.C. (1999). Bacterial resistance to chlorine through attachment to particles and pipe surfaces in drinking water distribution systems. Biofilms in Aquatic Systems, C.W., Keevil et Royal society of chemistry Eds, U.K., In press.

NIQUETTE, P., SERVAIS, P. et SAVOIR, R. (2000). Impacts of pipe materials on densities of fixed bacterial biomass in a drinking water distribution system. Wat. Res., 34, 1952-1956.

NORTON, C.D. et LECHEVALLIER, M.W. (1997). Chloramination: its effect on distribution system water quality. JAWWA, 89(7), 66-77.

O'NEILL, J.G. et PARRY O.T. (1997). The operational significance of coliform species in treated water. Coliforms and E.Coli : problem or solutions?, Special Publications of the Royal Society of Chemistry, 191, 249-254.

PAQUIN, J.L., BLOCK, J.C., HAUDIDIER, K., HARTEMANN, P., COLIN, F., MIAZGA, J. et LEVI, Y. (1992). Effet du chlore sur la colonisation bactérienne d'un réseau expérimental de distribution d'eau. Revue des Sciences de l'eau, 5, 399-414.

Québec (Province) Assemblée nationale (1993), Règlement sur l'eau potable: à jour au 2 février 1993, 7p.

REILLY, K.J. et KIPPIN, J.S. (1983). Relationship of bacterial counts with turbidity and free chlorine in two distribution systems. AWWA, 75, 6, 309-312.

ROMPRÉ, A., PRÉVOST, M., COALLIER, J., BRISEBOIS, P. et LAVOIE, J. (2000). Impacts of implementing a corrosion control strategy on biofilm growth. Water Science and technology, 41(4-5), 287-294.

SATHASIVAN, A., OHGAKI, S., YAMAMOTO, K. et KAKIMO, N. (1997). Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution systems. Wat. Sci. Tech., **35**, 37-44.

SCHOENEN, D. et HOYER, O. (2000). Contamination of drinking water with coliform organisms by the larvae of gnats in the water treatment plant. Acta Hydrochim. Hydrobiol., **28**, 47-51.

SCHREIBER, H. et SCHOENEN, D. (1994). Chemical, bacteriological and biological examination and evaluation of sediments from drinking water reservoirs: results from the sampling phase. Zbl. Hyg., **196**, 153-169.

SCHWARTZ, T., HOFFMANN, S. ET OBST, U. (1998). Formation and bacterial composition of young, natural biofilms obtained from public bank-filtered drinking water systems. Wat. Res., **32**(9), 2787-2797.

SERVAIS, P., LAURENT, P., PRÉVOST, M. et GATEL, D. (1996). Contrôle de la croissance bactérienne dans les réseaux de distribution. Conf. Hydrotop, Marseille, France.

SIDOROWICZ, S.V. (1996). The microbiology of lubricants and oils for water supply applications. Journ. of the chartered institution of water and environmental management, **10**(3), 205-210.

SLY, L.I., HODGKINSON, M.C. et ARUNPAIROJANA, V. (1990). Deposition of manganese in a drinking water distribution system. Appl. Environ. Microbiol., **56**(3), 628-639.

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. JAWWA, **72**(11), 626-635.

VAN DER KOOIJ, D. et VEENENDAAL, H.R. (1993). Assessment of the biofilm formation potential of synthetic materials in contact with drinking water during distribution. *Proc. Water Quality Technol. Conf. of AWWA.*, 1395-1403.

VAN DER WENDE, E., CHARACKLIS, G. et SMITH, D.B. (1989). Biofilms and bacterial drinking water quality. *Wat. Res.*, 23(10), 1313-1322.

VOLK, C. et JORET, J.-C. (1994). Predictive parameters of coliform occurrence in drinking water distribution systems. *Revue des Sciences de l'eau*, 7, 131-152.

VOLK, C., DUNDORE, E., SCHIERMANN, J. et LECHEVALLIER, M.W. (2000). Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system, *Wat. Res.*, 34, 1967-1974.

WAGNER, I., BORREMANS, R., CURY, A., SAEY, S., REN-YUAN, S., ZACEK, L., NIELSEN, K., PÄÄKKÖNEN, J., LEROY, P., ARTZ, J., O'CONNOR, C.N., GALEANI, V., IWAMATSU, J., VAN DEN HOVEN, Th.J.J., KRISTIANSEN, H., GRAU, P., HEDBERG, T., BERNASCONI, R., OLIPHANT, R., et KIRMEYER, G.J. (1993). International corrosion of pipes in public water distribution networks. *Proceedings of the 19th IWSA congres, Budapest.*

WHITE, D.R et LECHEVALLIER, M.W. (1993). AOC associated with oils for lubricating well pumps. *JAWWA*, 85(8), 112-114.

Annexe A

Bilan de masse du réservoir McTavish pour la période du 19 Juin au 2 Juillet 1999

1) Volume d'eau mesuré au niveau de chaque entrée (MGI)

	24"O	24"E	36"	48"	60"	Ve (MGI) total
99-06-19	2,21	5,55	28,79	9,25	105,61	151,49
99-06-20	2,29	5,16	27,14	8,17	102,61	145,37
99-06-21	2,35	5,30	28,06	11,45	109,92	157,08
99-06-22	3,35	6,39	33,28	15,54	122,72	181,28
99-06-23	3,59	6,33	33,16	17,71	122,47	183,26
99-06-24	3,37	6,45	33,23	13,42	117,48	173,95
99-06-25	2,24	4,70	25,24	9,71	104,79	146,68
99-06-26	1,60	4,48	23,80	7,44	99,99	137,31
99-06-27	1,95	4,42	23,86	7,64	100,14	138,01
99-06-28	2,76	4,54	25,52	10,87	107,61	151,30
99-06-29	2,84	4,39	24,56	9,97	106,78	148,54
99-06-30	3,24	3,80	22,40	7,77	100,52	137,73
99-07-01	4,65	5,31	28,16	11,00	109,29	158,41
99-07-02	3,01	3,53	20,94	15,07	98,67	141,22

Ve= Volume d'eau entrant dans le réservoir

□ Débit journalier entrant dans le réservoir = 132,78 MGI = 597 600 m³

Annexe A (suite)

2) Volume d'eau pompé à chaque pompe (MGI)

	U1	U2	U3	U4	U5	U6
99-06-19	2,32	16,31		14,88		
99-06-20	1,94	16,50		9,56		
99-06-21	1,93	15,64		18,72	8,34	
99-06-22	3,62	15,81		20,55	18,39	
99-06-23	9,38	13,96		20,77	3,72	9,96
99-06-24	4,57	15,67		20,85	2,78	4,60
99-06-25	2,22	16,34		6,01	4,74	
99-06-26	2,06	16,40		7,15		
99-06-27	3,19	16,12		8,96	1,70	
99-06-28	3,22	16,00		15,67	4,38	6,63
99-06-29	3,94	15,87		18,61	2,40	
99-06-30	1,37	15,92		7,03	10,75	
99-07-01	2,68	16,04		18,57		
99-07-02	1,79	16,49		21,65		

	U7	U8	U9	U10	Vs (MGI) total
99-06-19	39,19	37,13		37,87	147,7
99-06-20	39,40	37,40		38,06	142,86
99-06-21	38,60	36,76		37,41	157,40
99-06-22	38,24	36,17		37,15	169,93
99-06-23	38,32	34,32		35,16	165,59
99-06-24	38,70	36,56		37,53	161,26
99-06-25	38,95	37,06		37,29	142,61
99-06-26	39,26	37,56		37,73	140,16
99-06-27	39,17	37,38		37,71	144,23
99-06-28	38,51	22,1		37,29	143,80
99-06-29	38,98	23,67		37,52	140,99
99-06-30	39,19	27,1		37,85	139,21
99-07-01	38,72	36,67		37,29	149,97
99-07-02	39,25	23,81		30,78	133,77

Annexe A (suite)

V_s total = volume total sortant (pompe 1 à 10) du réservoir

□ Le débit journalier moyen sortant du réservoir = 148, 5 MGI/d = 666 000 m³/d

3) Volume net d'eau entrant à l'intérieur du réservoir

	$V_e - V_s$ (MGI)
99-06-19	3,79
99-06-20	2,51
99-06-21	-0,32
99-06-22	11,35
99-06-23	17,67
99-06-24	12,69
99-06-25	4,07
99-06-26	-2,85
99-06-27	-6,22
99-06-28	7,50
99-06-29	7,55
99-06-30	-1,48
99-07-01	8,44
99-07-02	7,45
Total	72,18

Note= les signes négatifs indiquent que l'eau sort du réservoir

Annexe A (suite)

4) Calcul du volume d'eau moyen dans le réservoir (19 juin au 2 juillet 1999)

	Niveau d'eau moyen (pi)
99-06-19	19,9
99-06-20	21,1
99-06-21	17,9
99-06-22	15,74
99-06-23	17,4
99-06-24	19,8
99-06-25	20,7
99-06-26	20,1
99-06-27	20,2
99-06-28	19,5
99-06-29	19,5
99-06-30	21,4
99-07-01	18,6
99-07-02	20,4
moyenne	19,4

19,4 pi = 5,9 m

superficie du réservoir = 20 128 m²

□ Volume d'eau moyen dans le réservoir (V moy) = 118 753 m³

Annexe A (suite)

5) Calcul du pourcentage d'erreur du bilan de masse

Un pourcentage d'erreur dans le calcul du bilan de masse est attribuable au degré d'imprécision des débitmètres. Le degré d'imprécision de ces appareils est de 5%.

$$\% \text{ erreur admissible} = V_e \text{ total} * 0,05$$

$$\% \text{ erreur admissible} = 1858,9 \text{ MGI} * 0,05 = 92,95 \text{ MGI} = 418\,275 \text{ m}^3$$

$$\% \text{ erreur du bilan de masse} = | (V_e - V_s) \text{ calculé} - (V_e - V_s) \text{ mesuré} | / V_e \text{ total}$$

$$(V_e - V_s) \text{ calculé} = 72,15 \text{ MGI} = 324\,675 \text{ m}^3$$

$$(V_e - V_s) \text{ mesuré} = -0,12 \text{ MGI} = -540 \text{ m}^3$$

$$\% \text{ erreur du bilan de masse} = | 72,15 - (-0,12) | / 1858,9 = 3,9 \%$$

- **Le pourcentage d'erreur du bilan de masse sur l'ensemble du réservoir est de 3,9%**

6) Calcul du temps de séjour moyen de l'eau dans le réservoir

$$TS \text{ moyen} = V \text{ moy} / Q \text{ moy sortant}$$

$$= 118\,753 \text{ m}^3 / 666\,000 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$= 0,17\text{d}$$

- **TS moyen = 4 heures 27 minutes**

Annexe B

Bilan de masse du canal d'aspiration et d'alimentation

	0,35	0,39	2,93	3,67	1,42	2,25
	0,39	0,44	3,21	4,04	1,41	2,63
	0,40	0,45	3,28	4,13	1,41	2,72
	0,33	0,37	2,83	3,53	1,43	2,10
	0,19	0,22	2,11	2,52	1,46	1,06
	0,14	0,18	1,81	2,13	1,37	0,76
	0,17	0,21	1,98	2,36	1,37	0,99
	0,23	0,27	2,42	2,92	1,41	1,51
	0,25	0,29	2,50	3,04	1,39	1,65
	0,26	0,30	2,43	2,99	1,4	1,59
	0,29	0,33	2,66	3,28	1,4	1,88
	0,33	0,37	2,87	3,57	1,4	2,17
	0,40	0,45	3,17	4,02	1,4	2,62
	0,43	0,49	3,36	4,28	1,39	2,89
	0,49	0,55	3,74	4,78	1,4	3,38
	0,44	0,50	3,40	4,34	1,52	2,82
	0,30	0,34	2,72	3,36	1,41	1,95
	0,11	0,14	1,72	1,97	1,5	0,47
	0,15	0,18	1,86	2,19	1,44	0,75
	0,20	0,24	2,09	2,53	3,19	-0,66
	0,19	0,22	2,13	2,54	3,2	-0,66
	0,19	0,22	2,09	2,50	3,3	-0,80
	0,21	0,25	2,09	2,55	1,43	1,12
	0,28	0,32	2,50	3,10	1,42	1,68
	0,44	0,50	3,53	4,47	1,42	3,05
	0,46	0,51	3,45	4,42	1,42	3,00
	0,43	0,49	3,36	4,28	1,97	2,31
	0,29	0,33	2,67	3,29	3,19	0,10
	0,10	0,14	1,57	1,81	5,06	3,35
	0,36	0,42	2,71	3,49	6,09	2,60
	0,47	0,53	3,51	4,51	5,63	5,12
	0,51	0,58	3,37	4,46	5,42	6,35
	0,52	0,59	3,53	4,64	5,22	6,15
	0,52	0,59	3,72	4,83	3,51	1,32
	0,53	0,60	3,68	4,81	3,19	1,62
	0,49	0,56	3,51	4,56	3,2	1,36

	0,44	0,50	3,18	4,12	3,22	0,90
	0,47	0,53	3,46	4,46	3,23	1,23
	0,44	0,50	3,27	4,21	1,49	2,72
	0,27	0,31	2,36	2,94	1,41	1,53
	0,13	0,17	1,82	2,12	1,45	0,67
	0,08	0,12	1,71	1,91	1,95	
	0,12	0,16	1,92	2,20	2,11	0,09
	0,17	0,20	1,93	2,30	3,9	
	0,18	0,21	1,96	2,35	4,19	
	0,20	0,24	2,17	2,61	5,25	
	0,28	0,32	2,50	3,10	4,02	
	0,47	0,54	3,32	4,33	4,79	
	0,27	0,64	3,74	4,65	4,63	0,02
	0,58	0,66	3,84	5,08	3,13	1,95
	0,63	0,71	4,27	5,61	3,84	1,77
	0,47	0,53	3,56	4,56	3,42	1,14
	0,32	0,37	2,60	3,29	3,23	0,06
	0,26	0,31	2,56	3,13	3,87	-0,74
	0,25	0,30	2,39	2,94	3,47	-0,53
	0,21	0,25	2,31	2,77	1,41	1,36
	0,13	0,17	1,92	2,22	3,21	-0,09
	0,14	0,18	1,83	2,15	3,88	
	0,30	0,35	2,53	3,18	5,07	
	0,53	0,60	3,63	4,76	5,53	-0,77
	0,62	0,70	4,13	5,45	4,84	0,61
	0,65	0,72	4,13	5,50	4,61	0,89
	0,63	0,70	4,22	5,55	4,27	1,28
	0,50	0,56	3,63	4,69	3,21	1,48
	0,34	0,39	2,83	3,56	3,58	-0,02
	0,19	0,23	2,08	2,50	3,9	
	0,25	0,29	2,45	2,99	3,79	
	0,29	0,33	2,49	3,11	3,19	
	0,22	0,26	2,36	2,84	1,87	0,97
	0,21	0,25	2,24	2,70	2,08	0,62
	0,25	0,29	2,29	2,83	3,67	
	0,37	0,42	2,82	3,61	4,49	

	0,49	0,55	3,46	4,50	4,43	0,07
	0,53	0,59	3,63	4,75	4,28	0,47
	0,50	0,56	3,49	4,55	4,46	0,09
	0,33	0,37	2,78	3,48	4,44	
	0,22	0,26	2,31	2,79	5,79	
	0,19	0,23	2,24	2,66	6,14	
	0,23	0,27	2,40	2,90	4,16	
	0,31	0,36	2,65	3,32	3,98	
	0,33	0,38	2,77	3,48	4,18	
	0,34	0,39	2,79	3,52	4,48	
	0,46	0,52	3,19	4,17	5,96	
	0,54	0,61	3,74	4,89	5,07	

Ve = volume d'eau entrant dans le canal (MGI)

Vs = volume d'eau sortant du canal (MGI)

Note : les zones grises dans la dernière colonne (Ve-Vs) indique que l'eau s'écoule directement dans le réseau de distribution sans passer dans le réservoir donc un débit négatif.

Annexe C

**Concentration en chlore libre (mg/L) aux principales pompes
lors des campagnes d'échantillonnage de l'été 1999**

Date	01-07	08-07	15-07	22-07	29-07
01-07	0,39		0,45	0,50	0,82
15-07		0,42	0,57	0,65	0,95
20-07		0,45		0,7	0,78
27-07		0,58	0,78	0,79	0,96
03-08	0,61	0,52	0,75	0,72	1,03
10-08		0,74	0,85	0,74	0,95
17-08		0,61	0,74	0,84	1,10
02-09	0,78	0,77	0,97	0,98	1,49
13-09	0,70	0,71	0,95		1,35
20-09		0,79		0,93	1,65

Annexe D

Dénombrement des particules en suspension (part./mL) pour des tailles de particules supérieures à 2 et 5µm à l'entrée et à la sortie du réservoir du 25 au 30 juillet 2000.

Dénombrement des particules en suspension (part./mL) pour des tailles de particules
supérieure à 2µm à l'entrée et à la sortie

	Entrée	Sortie
25-07	1371	1681
26-07	1437	1714
27-07	1391	1649
28-07	1269	1535
29-07	1218	1726
30-07	1207	1569

Dénombrement des particules en suspension (part./mL) pour des tailles de particules
supérieure à 5µm à l'entrée et à la sortie

	Entrée	Sortie
25-07	312	219
26-07	313	215
27-07	313	196
28-07	276	172
29-07	231	194
30-07	251	179

Annexe E

Résultats des coliformes totaux et des colonies atypiques (UFC / 100ml) aux 5 entrées du réservoir pour la période du 6 juillet au 17 août 1999

06-07-99	13-07-99	20-07-99	27-07-99	03-08-99	10-08-99	17-08-99
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0

06-07-99	13-07-99	20-07-99	27-07-99	03-08-99	10-08-99	17-08-99
0	0	0	0	0	0	0
0	0,5	0	0	0	0	0,5
0	0	0	0	0	0	0
0	0,25	0	0	0	0	0
0	1,5	55,5	0	0	0	0

Annexe F

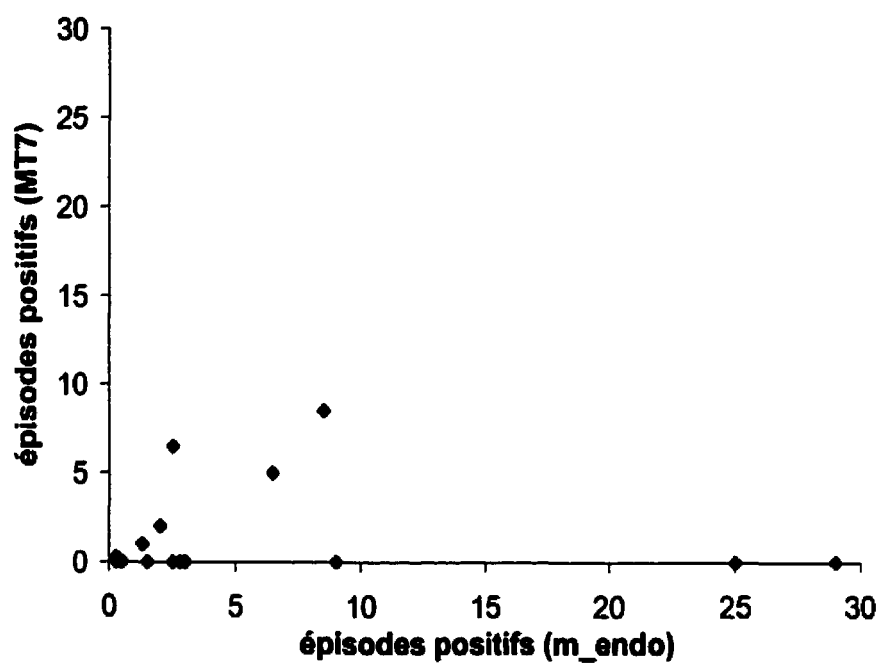
Comparaison des résultats obtenus en coliformes totaux sur les milieux de culture m_endo et MT7 pour la période d'échantillonnage du 06 Juillet au 17 Août 1999

A) Résultats bruts en coliformes totaux (UFC/100mL) obtenues sur les milieux de culture m_endo et MT7

		M_Endo (UFC/100mL)	MT7 (UFC/100mL)
	U1	0	0
	U7	0	0
	U8	0	0
	U10	0	0
	U2	1,5	0
	U7	2,5	0
	U8	0	0
	U10	0	0
	U2	2,5	0
	U6	0	0
	U8	2	2
	U2	9	0
	U7	9	0
	U10	0,5	0
	U1	0	0
	U2	25	0
	U4	2,8	0
	U7	29	0
	U8	0,3	0
	U2	6,5	5
	U7	0,3	0
	U8	0,3	0,25
	U10	0	0
	U2	8,5	8,5
	U7	2,5	6,5
	U8	1,3	1
	U10	3	0

Annexe F (suite)

b) Comparaison des résultats en épisodes positifs obtenus en coliformes totaux avec m_endo et MT7



Annexe G
Identification des coliformes totaux sur Galerie API 20E
(Biomérieux) pour la campagne été 1999 et 2000 au réservoir
McTavish

<i>Enterobacter agglomerans</i>	1004517 / 1005517 1004513 / 1005513
<i>Citrobacter Freundii</i>	1104513 / 1604553
<i>Enterobacter asburiae</i>	1105513 / 1305513
<i>C. freundii</i> ou <i>C. diversus</i>	1304513
<i>C. freundii</i> ou <i>E. cloacae</i>	3304553
<i>C. freundii</i> ou <i>C. fonticola</i>	1304553

Annexe H

Résultats des analyses bactériologiques (BHA, coliformes totaux) des sédiments des bassins 1 et 6 du réservoir pour la campagne d'échantillonnage du 23 et 24 août 1999

A) Résultats des analyses de coliformes totaux (UFC/100mL)

Bassin 6

Point 6	0
Point 9	0

Bassin 1

Point 5	0
Point 4	0

B) Résultats des analyses bactériologiques des BHA (UFC/mL)

Bassin 6

Point 6	12 500
Point 9	6 000

Bassin 1

Point 5	1 000
Point 4	2 500

Annexe I

Résultats des paramètres physico-chimiques et bactériologiques du bassin 6 du réservoir McTavish

	T (°C)	pH	Turbidité (NTU)	Chlorure (mg/L)	BH/ UFC/m	Coliformes UFC/100ml
6 (A)	22,5	N/D	0,06	0,78	1,1	149
6 (B)			0,07		0,2	0
7 (A)	22,5	7,86	0,06	0,80	0,2	5,0
7 (B)			0,07		0,2	0
8 (A)	22,5	7,85	0,08	0,81	N/D	0
8 (B)			0,08		N/D	0,5
9 (A)	22,5	7,84	0,07	0,82	0,2	0,3
9 (B)			0,09		N/D	0
10 (A)	24	7,9	0,07	N/D	N/D	0,7
10 (B)			0,15		0,02	0

Annexe J

Résultats des analyses bactériologiques en coliformes totaux, colonies atypiques et BHA du drain et de l'entrée 48" reliés au canal d'alimentation.

A) Résultats des BHA

48 (1)	>200
48 (2)	>200
48 (3)	24,9
48 (4)	14,4
48 (5)	
Drain (1)	>200
Drain (2)	>200
Drain (3)	>200
Drain (4)	>200
Drain (5)	>200

C) Résultats des coliformes totaux et des colonies atypiques

D)

	Coliformes totaux (N° de colonies)	Colonies atypiques (N° de colonies)
48 (1)	0	0
48 (2)	0	0
48 (3)	0	0
48 (4)	0	0
48 (5)	0	0
Drain (1)	0	0
Drain (2)	0	0
Drain (3)	0	0
Drain (4)	0	0
Drain (5)	0	0

Annexe K

**Résultats des coliformes totaux et des colonies atypiques lors
de l'essai « arrêt et redémarrage » des pompes 2 et 6 pour la
campagne d'échantillonnage de l'été 1999.**

U2 - 1	4	3,5
U2 - 2	1,5	2,4
U2 - 3	0,9	2,6
U2 - 4	0	0
U2 - 5	0	0
U2 - 6	0	0
U2 - 7	12,6	6,8
U2 - 8	1,25	0,9
U2 - 9	1,1	3,8
U6 - 1	0	0
U6 - 2	0	0
U6 - 3	0	0
U6 - 4	TNC	TNC
U6 - 5	1,75	2
U6 - 6	1,50	0,5
U6 - 7	0	0
U6 - 8	0	0
U6 - 9	0	0

Note : Les zones ombrées dans le tableau correspondent aux échantillonnages lorsque la pompe est à l'arrêt

Annexe L

Résultats des essais en laboratoire avec une pompe en circuit fermé pour validation de l'hypothèse de la dispersion des particules (3, 7 et 10 août 2000).

A) 02 Août 2000 – Essai préliminaire avec eau milli-Q

	V = 250 ml			
	0	0	0	0
	1	0	0	0
	0	0	0	0
	0	0	0	0

B) 03 Août 2000 – Échantillon volute de la pompe 2

	V = 250 ml		V = 250 ml	
	286	0	16	0
	11	0	16	0
	15	0	16	0
	10	0	12	0

C) 07 Août 2000 – Échantillon à l'amont de la pompe 7

	V = 250 ml		V = 250 ml	
	25	0	18	0
	24	0	17	0
	22	0	13	0
	22	0	18	0

D) 10 Août 2000 – Échantillon à l'amont de la pompe 7

	V = 250 ml		V = 250 ml	
	>225	0	>225	0
	>225	0	>225	0
	>225	0	>225	0
	>225	0	>225	0

T(1) = témoin provenant directement du contenant de 25 litres
T(2) = témoin provenant du montage à t = 0 seconde

Annexe M

Résultats des colonies atypiques en UFC / 100 ml et sous la forme N/No des essais de désinfection aux pompes 1 et 2, le 30 août et 6 septembre 2000

A) dénombrement des colonies atypiques (UFC/100ml)

	30/08/2000	06/09/00	07/09/00
0	47,8	7,25	12,25
2		5,75	2,50
4	2,0	0,25	9,00
8	2,5	0	0
10	0,83	0	0

B) Résultats ci hauts sous la forme N/No

	U1 (30/08/2000)	U1 (06/09/00)	U2 (07/09/00)
0	1	1	1
2		0,79	0,2
4	0,04	0,03	0,73
8	0,05	0	0
10	0,02	0	0

Annexe N

Coopération Scientifique Franco-Québécoise

**École Polytechnique de Montréal (Canada) et Université Henri Poincaré de
Nancy (France)**

Rapport de Stage

Influence d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries à la goethite

**Julie Chevalier
LCPE – Équipe Santé Environnement
UMR 7564 CNRS – UHP Nancy 1 – faculté de Pharmacie
15, avenue du Charmois
54500 Vandoeuvre-les-Nancy**

Avril 2000

Table des matières

1.0 INTRODUCTION.....	136
2.0 CONCLUSION.....	138
3.0 REVUE DE LITTÉRATURE	
3.1 LA CORROSION DANS LES RÉSEAUX DE DISTRIBUTION ET LES STRATÉGIES DE CONTRÔLE UTILISÉES	139
3.2 MÉCANISMES RESPONSABLES DE L'ADHÉSION DES MICRO-ORGANISMES AUX SURFACES SOLIDES: FORCES ÉLECTROSTATIQUES ET HYDROPHOBIE	141
3.2.1 Hydrophobie / hydrophilie.....	142
3.2.2 Les forces électrostatiques.....	142
3.3 LES FACTEURS INFLUENÇANT LES PROPRIÉTÉS DE SURFACE D'UN MICRO-ORGANISME OU D'UN SOLIDE	145
4.0 MATÉRIEL ET MÉTHODES	
4.1 LES SOUCHES BACTÉRIENNES	146
4.2 MESURE D'ADHÉSION MICROBIENNE À L'OCTANE.....	146
4.3 DÉNOMBREMENT DES CELLULES BACTÉRIENNES	147
4.3.1 comptage par microscopie en épifluorescence.....	147
4.3.2 Cytométrie de flux	148
4.4 GOETHITE	149
4.5 DISTRIBUTION GRANULOMÉTRIQUE: GOETHITE ET SOUCHES BACTÉRIENNES	149
4.6 MESURE DU POTENTIEL ZÉTA (ζ): GOETHITE ET SOUCHES BACTÉRIENNES	149
4.7 SOLUTIONS DE TRAVAIL.....	150
4.8 MESURE DE LA CONCENTRATION EN PHOSPHATE	150
5.0 PROTOCOLES EXPÉRIMENTAUX	
5.1 CARACTÉRISATION DE LA GOETHITE.....	151
5.1.1 Caractérisation de la mobilité électrophorétique (μ) sans ajout de phosphate.....	151
5.1.2 Cinétique de fixation du phosphate aux particules de goethite.....	151
5.1.3 Isotherme de fixation du phosphate aux particules de goethite.....	151

5.1.4 Caractérisation de la mobilité électrophorétique (μ) avec ajout de phosphate.....	152
5.2 CARACTÉRISATION DES SOUCHES BACTÉRIENNES	152
5.2.1 Caractérisation du potentiel zêta (ζ) sans ajout de phosphate.....	152
5.2.2 Caractérisation du potentiel zêta (ζ) avec ajout de phosphate.....	152
5.3 INTERACTION BACTÉRIES – GOETHITE.....	153
5.3.1 Cinétique d'adhésion E.coli SH702 sur goethite et goethite-phosphatée	153
5.3.2 Isotherme d'adhésion d'Escherichia coli SH702 sur goethite et goethite-phosphatée.....	154
5.3.3 Effet de l'ajout de doses croissantes de phosphate sur l'adhésion des bactéries aux particules de goethite	155
5.4 CINÉTIQUE D'ADHÉSION D'ESCHERICHIA COLI SH702 ET RD SUR LES PARTICULES DE GOETHITE.....	155

6.0 RÉSULTATS

6.1 CARACTÉRISATION DE LA GOETHITE.....	157
6.1.1 Distribution granulométrique	157
6.1.2 Potentiel Zêta (ζ) et point isoélectrique.....	158
6.1.3 Cinétique de fixation du phosphate aux particules de goethite.....	159
6.1.4 Isotherme de fixation du phosphate	159
6.1.5 Potentiel zêta (ζ) avec ajout de phosphate	161
6.2 CARACTÉRISATION DES SOUCHES BACTÉRIENNES	161
6.2.1 Identification des souches de bactérie E.coli	161
6.2.2 Distribution granulométrique.....	162
6.2.3 Adhésion microbienne à l'octane	163
6.2.4 Potentiel zêta (ζ).....	164
6.2.5 Potentiel zêta (ζ) avec ajout de phosphate.....	164
6.3 INTERACTION DE E.COLI SH702 AVEC GOETHITE ET GOETHITE-PHOSPHATÉE	166
6.3.1 Cinétique d'adhésion	166
6.3.2 Effet sur l'adhésion bactérienne de l'ajout de doses croissantes de phosphate à la goethite.....	167
6.3.3 Isotherme d'adhésion	168
6.4 CINÉTIQUE DE FIXATION DE E.COLI SH702 ET E.COLI RD AUX PARTICULES DE GOETHITE..	169

7.0 DISCUSSION.....170

8.0 BIBLIOGRAPHIE.....173

9.0 ANNEXES.....178

1.0 Introduction

Les inconvénients liés à la corrosion, en réseau de distribution d'eau potable, se traduisent, entre autre, par un problème d'eau rouge, une réduction de la capacité hydraulique des canalisations (Wagner *et al.*, 1993), le relargage de métaux dont le fer et le plomb (Clément *et al.*, 2000; Gauthier *et al.*, 1996), une augmentation de la demande en chlore (Holt *et al.*, 1998; Rompré *et al.*, 1999) et par une accumulation bactérienne importante à la paroi des canalisations (Appenzeller *et al.*, 2000; Beech *et al.*, 1994; LeChevallier *et al.*, 1987). L'addition de composés inorganiques, dont les phosphates, dans les réseaux de distribution permet de limiter certains inconvénients liés à la corrosion. En effet, l'affinité des ions phosphates pour les surfaces de métal corrodées (oxyde de fer, plomb) permet la formation d'un complexe phosphate-métal stable (Hiemstra and Van Riemsdijk, 1996; Persson *et al.*, 1996) limitant ainsi le processus d'oxydation des métaux à la surface des canalisations. Toutefois, on retrouve plusieurs controverses dans la littérature de l'effet du phosphate sur la qualité microbiologique de l'eau. Certains auteurs trouvent que l'utilisation d'inhibiteur de corrosion, à base de phosphate, permet d'éviter une prolifération des bactéries à l'intérieur des tubercules de corrosion et de limiter le relargage de métaux dans le réseau (Appenzeller *et al.*, 2000; LeChevallier *et al.*, 1993). Toutefois, Miettinen *et al.* (1997) ainsi que Sathasivan *et al.* (1997) attribuent l'augmentation des bactéries en suspension par la teneur en phosphore dans l'eau.

Le but du projet est d'évaluer l'influence d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion.

L'hypothèse de travail est que les forces électrostatiques sont responsables de l'attraction et de l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion et que l'ajout de phosphate défavorise cette adhésion par modification de la charge de surface du solide.

Tous les essais de ce projet sont réalisés en condition statique. La goethite et l'eau Evian ont été utilisés respectivement comme surface solide et liquide de suspension.

L'utilisation d'une eau minérale permet d'avoir des concentrations constantes de minéraux ainsi qu'un faible taux de bactérie. La goethite a été choisie puisque qu'elle représente le stade final d'oxydation du fer. Les bactéries utilisées sont deux souches

d'*Escherichia coli* dont *E.coli* SH702, souche isogénique non mutée, et *E.coli* RD, isolé d'un réseau de distribution.

La première étape du protocole expérimental nous a amené à vérifier la charge de surface, à pH 7, des bactéries et de la goethite et également à vérifier si une modification de la charge de surface de la goethite et des bactéries est observée lors de l'ajout de phosphate dans la suspension. Par la suite, nous avons effectué une cinétique et une isotherme d'adhésion d'une de *E.coli* SH702 à la goethite et à la goethite-phosphatée. Finalement, une cinétique de fixation sur la goethite avec *E.coli* SH702 et RD a été réalisée afin de comparer leur vitesse de fixation.

2.0 Conclusion

L'objectif du projet visait à étudier l'influence d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion. L'hypothèse de travail est que les forces électrostatiques sont responsables de l'attraction et de l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion et que l'ajout de phosphate défavorise cette adhésion par modification de la charge de surface du solide.

Les systèmes utilisés pour nos essais sont la goethite, l'eau Evian et deux souches *Escherichia coli* (*E.coli* SH702 et RD). Les essais préliminaires nous ont amenés à réaliser la caractérisation de la goethite (distribution granulométrique, charge de surface avec et sans phosphate, isotherme de sorption du phosphate) et des souches de bactérie (identification, distribution granulométrique, charge de surface avec et sans phosphate, mesure d'adhésion à l'octane). Ensuite, une cinétique et une isotherme d'adhésion de *E.coli* SH702 sur la goethite et la goethite-phosphatée a été effectuées. Finalement, nous avons comparé la vitesse de fixation des deux souches bactérienne sur la goethite seulement.

Nos résultats mettent en évidence un taux plus élevé de bactéries fixées aux particules de goethite comparativement à la goethite-phosphatée tant pour la cinétique que l'isotherme de fixation. Toutefois, le taux de fixation tend vers la même valeur après un certain temps de contact entre les deux systèmes ou pour une concentration en bactérie trop élevée dans le système. De plus, les résultats de la cinétique d'adhésion des deux souches bactérienne montrent que *E.coli* RD adhère plus rapidement aux particules de goethite que *E.coli* SH702, avec une charge de surface plus grande que *E.coli* RD.

Ces résultats mettent en doute l'hypothèse de recherche pour laquelle l'adhésion des bactéries est causée uniquement par la différence de charge entre les deux corps car lorsque la goethite a une charge de surface négative (avec l'ajout de phosphate), une adhésion importante des bactéries est tout de même observée .

3.0 Revue de Littérature

La première partie de cette analyse bibliographique aborde les inconvénients liés à la présence de corrosion dans les canalisations d'eau potable et des stratégies utilisées pour la prévenir ou la contrôler. La deuxième partie traite des différents mécanismes responsables de l'adhésion des micro-organismes aux surfaces solides dont, en particulier, les forces électrostatiques et l'hydrophobicité. Finalement, en dernière partie, sont présentés les facteurs qui peuvent influencer les propriétés de surface d'un micro-organisme ou d'un solide.

3.1 La corrosion dans les réseaux de distribution et les stratégies de contrôle utilisées

Le processus de corrosion du fer consiste en une série de réactions électrochimiques entre la surface de canalisation, l'eau et ses constituants. Le métal (Fe^0) est converti successivement en solide ferreux ($\text{Fe}(\text{OH})_2$) et en solide ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) en réaction avec l'oxygène (Heitz *et al.*, 1996). La corrosion d'une eau dépend des propriétés chimiques (pH, alcalinité, oxygène dissous) et physiques (température, débit) du milieu liquide ainsi de la nature du matériaux des canalisations (LeChevallier *et al.*, 1993). Une augmentation du taux de corrosion, à la surface des canalisations, est surtout observée lorsque la température de l'eau est supérieure à 20°C (Volk *et al.*, 2000).

Les inconvénients liés à la corrosion, en réseau de distribution d'eau potable, se traduisent notamment par un problème d'eau rouge, une réduction de la capacité hydraulique des canalisations (Wagner *et al.*, 1993), le relargage de métaux tels le fer et le plomb (Clément *et al.*, 2000; Gauthier *et al.*, 1996) et une augmentation de la demande en chlore (Holt *et al.*, 1998; Rompré *et al.*, 1999). La corrosion provoque également une accumulation bactérienne importante à la paroi des canalisations (Appenzeller *et al.*, 2000; Beech *et al.*, 1994; LeChevallier *et al.*, 1987) et surtout dans les canalisations en fonte (Kerr *et al.*, 1999; Niquette *et al.*, 2000). Plusieurs espèces de bactérie ont été dénombrées dans les tubercules de corrosion dont des bactéries réductrices de fer et de sulfates ainsi que des bactéries hétérotrophes aérobie parmi lesquelles *Pseudomonas*, *Arthrobacter spp.* et *Corynebacterium* (Beech *et al.*, 1994; LeChevallier *et al.*, 1987). De même, LeChevallier *et al.* (1987) dénombrent, dans les

tubercules de fer d'un réseau de distribution, des coliformes à une densité supérieure à 160 bactéries par gramme de fer.

L'affinité des bactéries pour les produits de corrosion entraîne une accumulation de bactéries à l'intérieur des tubercules et une protection vis-à-vis les oxydants. Ainsi, LeChevallier *et al.* (1993) n'observent aucune diminution du biofilm bactérien dans les tubercules de corrosion suite à l'ajout de chlore libre à 4,5 mg/L dans une canalisation en fonte hautement corrodée.

La corrosion amène ainsi plusieurs inconvénients et génère certains risques sanitaires pour le consommateur dont une augmentation du taux de bactérie dans l'eau potable (LeChevallier *et al.*, 1993) ainsi que le relargage de sous-produits de corrosion du fer et du plomb (Appenzeller *et al.*, 2000; Clément *et al.*, 2000). Depuis quelques années, plusieurs études ont été effectuées afin de trouver des solutions efficaces pour éliminer les risques liés à la formation de sous-produits de corrosion dans les canalisations d'eau potable. Les stratégies de contrôle ou de prévention de la corrosion sont basés sur l'ajustement du pH et/ou de l'addition de composés organiques tels les carbonates, silicates et phosphates. L'affinité des ions phosphates pour les surfaces de métal corrodées (oxyde de fer, plomb) permet la formation d'un complexe phosphate-métal stable (Hiemstra and Van Riemsdijk, 1996; Persson *et al.*, 1996) limitant ainsi le processus d'oxydation des métaux à la surface des canalisations.

Les inhibiteurs de corrosion sont donc utilisés en réseau de distribution pour éviter une prolifération des bactéries à l'intérieur des tubercules de corrosion et limiter la croissance des coliformes en période estival (LeChevallier *et al.*, 1993). L'utilisation de zinc orthophosphates à 0,43 mg-P/L, pendant sept jours, dans un réseau de distribution a permis la diminution du taux de coliformes de 12,9 à 5,1% et par le fait même un contrôle des épisodes positives. De même, Appenzeller *et al.* (2000) observent que l'ajout de phosphate, dans un réacteur en fonte hautement corrodée, à une concentration de 1 à 5 mg-P/L diminue considérablement la concentration en bactérie et des particules de fer à la sortie du réacteur.

On retrouve toutefois plusieurs controverses selon les différents auteurs de l'effet du phosphate sur la qualité microbiologique de l'eau. Miettinen *et al.* (1997) ainsi que Sathasivan *et al.* (1997) observent que la croissance bactérienne est contrôlée non seulement par l'apport en carbone organique assimilable mais également par la teneur

en phosphore dans les eaux. L'ajout de 1 μ g P/L dans l'eau a produit une augmentation du nombre de bactérie en suspension. Toutefois, les essais sont réalisés sur une eau particulière ayant un rapport C/P élevé et une faible concentration en phosphore.

De même, on a observé une épidémie à *Legionella pneumophila* suite à l'utilisation de doses excessives de polyphosphates dans le système d'eau chaude d'un complexe touristique (Crespi et Ferra, 1997)

3.2 Mécanismes responsables de l'adhésion des micro-organismes aux surfaces solides: forces électrostatiques et hydrophobie

La compréhension des mécanismes responsables de l'adhésion des micro-organismes aux surfaces solides est assez complexe puisque plusieurs facteurs sont mises en jeu. L'adhésion est un terme général qui fait référence au processus d'attachement d'une bactérie à une surface. L'adhésion des micro-organismes aux surfaces solides est fortement liée aux propriétés de surface des micro-organismes et du solide ainsi que des propriétés physico-chimiques du fluide de suspension (force ionique, température, pH). Le processus d'adhésion se traduit généralement par trois étapes successives dont le transport des micro-organismes dans le fluide de suspension, l'adhésion des micro-organismes aux supports solides et la création d'un biofilm à la paroi du solide (Mozes, 1995). Il existe plusieurs théories pouvant expliquer les interactions ou les forces responsables de l'adhésion entre deux systèmes. Plusieurs auteurs attribuent l'adhésion des bactéries aux surfaces solides soit à l'hydrophobie (Bendinger *et al.*, 1993; Caccavo *et al.*, 1997; Chattopadhyays *et al.*, 1999), aux interactions électrostatiques (Solari *et al.*, 1992; Harkes *et al.*, 1991), aux forces de van der Waals (moment dipolaires) et aux interactions de Lewis (Bellon Fontaine *et al.*, à voir). La théorie DLVO prend en considération deux types d'interactions pouvant survenir lorsque deux particules se rapprochent l'une de l'autre. Cette théorie se résume par la somme des forces d'attraction de London-van der Waals et des forces électrostatiques entre deux corps et est applicable pour des distances supérieures à 1 η m (Mozes, 1995).

Les études effectuées récemment par différents auteurs, afin de mieux comprendre ou d'établir des relations sur l'adhésion entre une bactérie et une surface solide spécifique, exploitent davantage la notion d'hydrophobie et les forces électrostatiques.

3.2.1 Hydrophobie / hydrophilie

L'hydrophobicité traduit l'adhésion des micro-organismes aux surfaces solides selon un principe de thermodynamique, l'énergie de Gibbs ($\Delta G = \text{enthalpie} - \text{entropie}$) (van Loosdrecht *et al.*, 1990). L'hydrophobie se définit par la répulsion d'un corps au contact de celui-ci avec une particule d'eau et se mesure par l'angle de contact (θ_w). Un micro-organisme ou une surface solide ayant un grand angle de contact aura une hydrophobie élevée et une forte adhésion des bactéries aux surfaces solides (van Loosdrecht *et al.*, 1987). Inversement, l'hydrophilie se traduit par l'affinité ou l'attraction d'un corps aux particules d'eau. Un micro-organisme ou une surface solide sera hydrophile pour $\theta_w < 20^\circ$, légèrement hydrophobe pour $20^\circ < \theta_w < 50^\circ$ et fortement hydrophobe pour $\theta_w > 50^\circ$ (Rijnaarts *et al.*, 1995).

L'hydrophobie d'une surface solide ou d'un micro-organisme dépend principalement de sa composition cellulaire. Une bactérie dont la composition cellulaire comprend des atomes de carbone, tels des protéines ou des acides mycoliques, aura une hydrophobie plus élevée (Caccavo *et al.*, 1997; Bendinger *et al.*, 1993; Mozes *et al.*, 1988). Caccavo *et al.* (1997) démontrent l'influence de la composition cellulaire de deux souches de bactérie réductrice de fer, *Shewanella alga*, sur leur degré d'adhésion à l'oxyde de fer Fe (III). On retrouve une adhésion complète de *S. alga* Br Y ($\theta_w = 116^\circ$), composé essentiellement de protéines, à l'oxyde de fer Fe(III) alors que *S. alga* Rad 20 ($\theta_w = 51^\circ$), composé principalement d'exopolysaccharides, présente une adhérence de 50%.

3.2.2 Les forces électrostatiques

Les interactions électrostatiques sont liées à la charge de surface d'un micro-organisme et d'une surface solide. Une répulsion électrostatique s'exerce lorsque deux particules ont une charge de surface identique. La charge de surface nette d'une particule représente la sommation des anions et cations à sa surface et se mesure par la mobilité électrophorétique (μ). La mobilité électrophorétique (μ) représente la vitesse de migration des particules vers une anode/cathode sous l'effet d'un champ électrique. Cette vitesse de migration sera plus ou moins élevée selon la densité de charge de la particule.

Afin de caractériser une surface solide ou un micro-organisme, l'évolution de la mobilité électrophorétique (μ) en fonction du pH est souvent réalisée afin d'évaluer le point isoélectrique (PIE) de la particule étudiée. Le point isoélectrique est une valeur de pH pour lequel la vitesse de migration d'une particule est nulle. La connaissance du point isoélectrique d'une surface solide ou d'une bactérie nous permet de connaître la valeur de pH au dessous ou au dessus duquel ces surfaces auront une charge négative ou positive. Solari *et al.* (1992) ont étudié les variations de la mobilité électrophorétique (μ) de trois minéraux (quartz, pyrite, chalcopryrite) et de *Thiobacillus ferrooxidans* en fonction du pH. Cette étude démontre que *T. ferrooxidans* a un point isoélectrique près de 3,0 et une charge de surface négative pour un pH supérieur à cette valeur.

La connaissance du point isoélectrique sert indirectement d'indication de la composition cellulaire d'une bactérie (Rijnaarts *et al.*, 1995). Un point isoélectrique inférieur à pH 2,8 indique une prédominance de polysaccharides anioniques à la paroi cellulaire de la bactérie. Ces polymères contiennent des phosphates et des acides du groupe carboxyl et défavorisent l'adhésion à la surface solide. De même, un point isoélectrique supérieur à 3,2 indique que la membrane cellulaire de la bactérie est composée de protéines favorisant l'adhésion.

La charge de surface d'un micro-organisme ou d'une surface solide s'exprime également par le potentiel Zêta (ζ). Ce potentiel Zêta (ζ) est lié à la mobilité électrophorétique (μ) par l'équation suivante dont la forme dépend de certaines propriétés du système à l'étude.

$$\mu = \frac{D * \zeta}{4 * \pi * \eta}$$

D= constante diélectrique du liquide

η = viscosité du liquide

Plusieurs recherches ont démontré une adhésion des micro-organismes à certaines surfaces solides par les interactions électrostatiques. Solari *et al.* (1992) observent une attraction électrostatique de *Thiobacillus ferrooxidans*, qui a une charge de surface positive pour un pH inférieur à 3,0, et trois minéraux (pyrite, quartz, chalcopryrite)

chargés négativement. Toutefois, une répulsion électrostatique de *Thiobacillus ferrooxidans* est observée vis-à-vis du quartz et de la chalcopryrite lorsque la charge de surface de la bactérie devient négative pour un pH supérieur à 3,0. Larsson et Glantz (1980) ont étudié l'adhésion de *Streptococcus sanguis* et *Escherichia coli* sur deux surfaces solides ayant des charges différentes, une surface non polaire avec des groupes méthyls et l'autre fortement chargée négativement avec des groupes carboxyls. L'adhésion des bactéries aux surfaces solides a été comparée avec une surface chromée dans le même fluide de suspension. Les résultats démontrent le même degré d'adhésion des bactéries sur la surface non polaire et la surface chromée mais aucune adhésion des bactéries sur la surface chargée négativement.

De même, Harkes *et al.* (1991) ont étudié l'adhésion de trois différentes souches d'*Escherichia coli* (0157-K, 0161-K, 0111K58), chargées négativement, à des matériaux polymérisés de type méthacrylates ayant une hydrophobie et des charges de surface différentes. Les résultats démontrent une adhésion des bactéries élevée sur les polymères ayant une charge de surface positive. Ils observent également une augmentation de cette adhésion sur les surfaces positives avec l'augmentation du potentiel Zêta (ζ). Sur les surfaces chargées négativement, l'adhésion sur les polymères est faible. Toutefois, des taux d'adhésion plus marqués sont observés sur les polymères ayant un grand angle de contact (θ_w). Ceci implique que pour une surface et un micro-organisme ayant une charge de surface négative, l'adhésion est influencée par le caractère hydrophobe de la surface solide.

Plusieurs auteurs (van Loosdrecht *et al.*, 1987; Dickson *et al.*, 1989) trouvent une corrélation de l'adhésion bactérienne sur des surfaces solides selon la charge de surface et l'hydrophobie de différents micro-organismes. van Loosdrecht *et al.* (1987) ont caractérisé l'adhésion de plusieurs souches de bactérie, ayant une hydrophobie et des charges de surfaces diverses à du polystyrène chargé négativement. Les résultats indiquent que l'hydrophobie des souches bactérienne est un élément clé influençant l'adhésion. Lorsqu'une bactérie possède un caractère plutôt hydrophile ou légèrement hydrophobe l'adhésion sera davantage influencée par la charge de surface de la bactérie.

Toutefois, Harkes *et al.* (1991) ne trouvent aucune corrélation entre l'angle de contact (θ_w) ou l'hydrophobie d'une souche *E.coli* et sa capacité à adhérer à plusieurs surfaces polymérisées.

3.3 Les facteurs influençant les propriétés de surface d'un micro-organisme ou d'un solide

Les propriétés de surface de la bactérie et du matériaux solide gouvernent la force d'adhésion entre les particules. Les bactéries ont des caractéristiques de surface (charge de surface, hydrophobie) qui varient selon le milieu environnant. Ainsi, des variations de la charge de surface d'une espèce ou d'une souche à l'autre sont observées selon la composition cellulaire de la bactérie, les caractéristiques du fluide de suspension et également des conditions de croissance (Lytle *et al.*, 1999; McLandsborough et Li, 1999).

Sous des conditions de croissance standard et à pH neutre, la charge de surface d'un micro-organisme à gram-positif et gram-négatif est négative (Bayer et Slayer, 1990; Mozes *et al.*, 1988). Aussi, McLandsborough et Li (1999) observent des charges de surface de 22 souches d'*Escherichia coli* avec des potentiels Zêta variant de -5 à -34 mV selon des conditions de croissance identique et à pH 7,4.

La charge de surface d'une bactérie dépend essentiellement de sa composition cellulaire (Mozes *et al.*, 1988; Büchs *et al.*, 1988), de la force ionique et du pH du milieu de suspension (Lytle *et al.*, 1999; McLandsborough *et al.*, 1999). Mozes *et al.* (1988) trouvent que le rapport azote/ phosphore à la paroi cellulaire d'une bactérie est inversement relié à la charge de surface. Les bactéries à gram-négatif ont ainsi une charge de surface négative plus élevée avec une diminution du rapport azote/phosphore de la paroi cellulaire. De même, Büchs *et al.* (1988) observent que les bactéries qui ont une paroi cellulaire saturée en phosphate ont plus de charges négatives à leur surface. Les caractéristiques physico-chimiques du liquide de suspension s'avèrent également un élément important dans l'adhésion des bactéries à une surface solide. La charge de surface des bactéries est directement liée au pH et à la force ionique du liquide de suspension (Mc Lansborough *et al.*, 1999; Rijnaarts *et al.*, 1995; van der Waal, 1996).

De même, la charge de surface pour une même souche bactérienne peut différencier selon la variation de la force ionique (I) et du pH.

Ainsi, van der Waal *et al.* (1996) ont étudié l'évolution de la charge de surface de *Bacillus brevis* selon 3 différentes forces ioniques (I) en fonction du pH. On observe que la charge de surface de *B. brevis* augmente lorsque la force ionique du milieu diminue et que le point isoélectrique demeure presque identique selon la variation de la force ionique du milieu.

Outre les caractéristiques physico-chimiques du liquide de suspension, la concentration initiale de bactéries ainsi que la vitesse d'agitation de la suspension bactérie/surface solide sont d'autres éléments susceptibles de modifier l'adhésion bactérienne (Solari *et al.*, 1992).

4.0 Matériel et méthodes

4.1 Les souches bactériennes

Deux souches *E. coli* sont utilisés pour cette étude: une souche isogénique non mutée SH702 et une souche isolée d'un réseau de distribution. Leur identification a été effectuée à l'aide des galerie API 20E (bioMérieux, ref. 20100). Les souches bactériennes sont conservées à une température de -80°C. L'inoculation des bactéries est effectuée dans un milieu nutritif de culture L.B broth (Difco, ref 0446-17-3) à 25°C sous agitation à 125 rpm. Les bactéries sont récoltées en fin de phase exponentielle de croissance après environ 40 heures d'incubation. Les bactéries sont ensuite lavées trois fois par centrifugation à 8000rpm pendant 5 minutes (Centrikon T-124 de KONTRON instruments) et remises en suspension dans de l'eau Evian préalablement filtrée. Les bactéries sont ensuite laissées en conditions de carence nutritive dans de l'eau Evian filtrée pour une période de 24 heures à 20°C. Finalement, avant les essais, les bactéries sont à nouveau lavées à deux reprises dans les mêmes conditions que précédemment.

4.2 Mesure d'adhésion microbienne à l'octane

À une suspension bactérienne lavée, la concentration cellulaire est ajustée par dilution à une absorbance de 0,3 unités à 600 nm (DO₆₀₀). À 2,5 ml de cette suspension est ajouté

1 mL d'octane (Aldrich 41,223-6) dans des tubes en verre de 10 mm de diamètre. Les tubes sont agités au vortex pendant 120 secondes. Après la séparation des deux phases, la phase aqueuse est prélevée avec une pipette Pasteur et l'absorbance est lue à 600 nm (DO_6).

Le caractère hydrophobe est estimé par le pourcentage d'adhésion $A\% = (1 - DO_6 / DO_7) \times 100$ (Rosenberg *et al.*, 1980). $A\%$ s'exprime comme une indication de l'hydrophobicité cellulaire. Davantage $A\%$ est élevé, plus l'hydrophobicité des bactéries de la suspension est importante.

4.3 Dénombrement des cellules bactériennes

4.3.1 comptage par microscopie en épifluorescence

Les cellules sont dénombrées en microscopie par épifluorescence après marquage au DAPI. 1ml de la suspension ou une de ses dilutions est placées dans une éprouvette stérile en verre, contenant 8ml d' eau apyrogène (B.Braun, 0065729E), 1ml d'une solution de Triton X-100 0,1% (w/w) (Prolabo, ref. 28817295) et 1 ml d'une solution-mère de DAPI à 0,5µg/ml (4,6 diamino-2-phenylindol) (Sigma, ref. D9542). La suspension est bien mélangée et incubée à l'obscurité pour un temps de contact de 10 minutes. Ensuite la suspension est filtrée au travers des filtres de 0,2µm (Millipore, ref. GTBP 04700) en polycarbonate . Le filtre est séché et monté entre lame et lamelle avec une goutte de glycérine tamponnée (Merck, ref. 1.04095) pour observation au microscope à immersion (LEITZ LABORLUX S), objectif 100, en lumière UV. Les cellules fluorescentes sont comptées sur 30 réticules choisis aléatoirement sur l'ensemble du filtre au travers d'un oculaire quadrillé pour un compte total d'environ 400 bactéries . Les résultats (N) sont exprimés en bactéries par millilitre d'échantillon selon la formule suivante:

$$N = \frac{Sf}{Sr} * \frac{X}{V} * d$$

avec X= nombre moyen de bactéries compté; d= facteur de dilution; V= volume d'échantillon analysé (ml); Sf= surface du filtre (mm²); Sr= surface observée sous le réticule (mm²)

4.3.2 Cytométrie de flux

La cytométrie de flux permet de visualiser les variations de distribution de différentes populations, marquées par des fluorochromes plus ou moins spécifique, selon la taille, la densité intracellulaire et les fluorescences associés. Pour nos échantillons, les mesures sont évaluées sur la densité intracellulaire (granularité) et la fluorescence. Les valeurs de paramètres utilisés pour nos échantillons sont résumées dans le tableau 4.1:

Tableau 4.1: Facteur d'amplification en cytométrie

Paramètre (1)	Paramètre (2) (Unité)		
	ESC	SSC	FL1
500	E01	448	601

1ml de la suspension ou une de ses dilutions est placé dans un tube stérile adapté au cytomètre (Becton Dickinson, ref. 352054), contenant 100 µl d'une solution de Triton X-100 0,1% (Prolabo, ref. 28817295) et 0,5 µl de fluorescent SYBR Green II (Molecular probes, ref. S7586 20 * 50µl). L'échantillon est bien mélangé et incubé à l'obscurité pour un temps de contact de 10 minutes. Ensuite, 10 µl de microsphères de calibration Fluoresbrite TM 1µm (Polysciences, ref. 18860) est rajouté à l'échantillon avant sa lecture au cytomètre (FACSCalibur de Becton Dickinson). L'acquisition des données est réalisée à une vitesse moyenne de 35 µl/min pendant une minute. Les résultats sont exprimés en nombre d'événement par minute (X) pour chacune des régions. Le nombre d'événement (N) par volume est déterminé selon la formule suivante:

$$N = \frac{X}{Q * d}$$

Avec X= Nombre d'événement par minute mesuré par le cytomètre; Q = débit moyen du cytomètre pendant acquisition de donnée; d= facteur de dilution.

4.4 Goethite

La goethite utilisée lors de nos essais est de la goethite synthétique fabriqué en laboratoire par neutralisation de chlorure ferrique (FeCl_3) à la soude (NaOH) (rapport personnel, B. Appenzeller).

4.5 Distribution granulométrique: goethite et souches bactériennes

La distribution granulométrique de la goethite et des cellules bactérienne est mesurée avec un granulomètre (Mastersizer, Malvern Instruments Ltd) à diffraction laser. Les mesures sont effectuées par dilution d'une faible de quantité de goethite ou de 5mL de suspension bactérienne dans de l'eau milli-Q dans la cellule de circulation du granulomètre. Les résultats sont présentés sous forme de courbe de distribution des diamètres équivalents des particules en fonction du volume (exprimé en pourcentage) qu'elles occupent. La médiane de la distribution $d(0,5)$, autour de la quelle se répartissent les valeurs observées, est calculée par l'appareil.

4.6 Mesure du potentiel Zêta (ζ): goethite et souches bactériennes

Le potentiel Zêta (ζ) de la goethite et des cellules bactérienne est déterminée respectivement avec un zétamètre Lazer zeemeter modèle 501 de Pen-Ken Inc et un zétamètre (zetaphoremeter III) de Sephy et CAD instrumentations . Leurs points isoélectriques ont été déterminés par mesure de la mobilité électrophorétique (μ) en fonction du pH. Le pH des suspensions est ajusté avec une solution de HCl (0,1M) ou de NaOH (0,1M) selon le cas.

Pour la goethite, 15mL de l'échantillon est placé dans la cellule du zétamètre. Pour chacune des mesures, le zétamètre affiche directement la valeur du potentiel zêta (ζ) de la particule vers la cathode ainsi que vers l'anode. Pour chaque échantillon, dix valeurs ont été mesurées. La valeur du potentiel zêta (ζ) moyen sera obtenu par la relation suivante:

$$z = m * (1 - 0,02 T)$$

Où m = moyenne des potentiels zêta pour un échantillon, T = température de l'échantillon.

Pour les cellules bactériennes, un échantillon de 15mL est placé dans la cellule pour l'acquisition de données par le zétamètre. Entre chacune des mesures, la cellule est rincée à deux reprises avec de l'eau milli-Q. Les résultats sont exprimés par la mobilité électrophorétique (μ) et le potentiel zêta (ζ) respectivement en $\mu\text{m/s} / \text{volt/cm}$ et en mV.

4.7 Solutions de travail

L'eau Evian est utilisé comme liquide de suspension lors de nos essais. L'utilisation d'une eau minérale nous permet d'avoir des concentrations constantes de minéraux ainsi qu'un faible taux de bactéries pour tous les essais réalisés. L'eau, avant la préparation des échantillons, est préalablement filtrée au travers de filtres de $0,22\mu\text{m}$ de porosité (Millipore, ref. GSWP09000) en esther cellulose.

La solution-mère de phosphate contient $0,56\text{g/L}$ de KH_2PO_4 (Prolabo, ref 26923.298) pour une concentration molaire en phosphate (PO_4) de $3,22 \times 10^{-3} \text{ mol/L}$. 1mL de la solution-mère dans 99mL d'eau correspond à une concentration de 1mg-P/L .

4.8 Mesure de la concentration en phosphate

Les concentrations en phosphate ont été mesurées par la méthode spectrophotométrique au chlorure stanneux (Standards methods, 1998). Un échantillon de 5ml de la suspension étudiée est dilué dans 100 ml d'eau milli-Q. 1 ml de solution de glycerol/ SnCl_2 et 1 ml de molybdate d'ammonium sont rajoutés. La solution est bien mélangée et mise au repos pour un temps de contact de 10 minutes. L'absorbance de la solution est mesurée à 690nm (spectrophotomètre HITACHI U-2000). Les concentrations sont exprimées en $\text{mg P-PO}_4 / \text{L}$.

5.0 Protocoles Expérimentaux

5.1 Caractérisation de la goethite

5.1.1 Caractérisation de la mobilité électrophorétique (μ) sans ajout de phosphate

Cet essai a pour but de déterminer la charge de surface de la goethite au pH de l'eau potable ainsi que le point isoélectrique.

0,1 g. de goethite et 100 ml d'eau Evian préalablement filtrée (cf 4.7) sont placés dans huit flacons en verre Pyrex de 125ml. Pour chacun des flacons, le pH est ajusté et une mesure du potentiel zêta (ζ) est réalisée (cf 4.6).

5.1.2 Cinétique de fixation du phosphate aux particules de goethite

Cet essai a pour objectif de déterminer le temps de contact entre le phosphate et la goethite nécessaire pour obtenir un équilibre entre les deux systèmes.

0.1 g de goethite, 97 mL d'eau Evian préalablement filtrée (cf 4.7) et 3 mL de phosphate sont placés dans dix flacons en verre Pyrex de 125mL. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur une table d'agitation (Variomag Electronicrührer Multipoint HD). Au temps $t = 10, 20, 30, 60$ et 180 minutes, un dosage phosphate (cf 4.8) est réalisé sur un flacon. Les mesures sont réalisés en duplicat. Un dosage phosphate est également réalisé sur un flacon à $t=0$.

5.1.3 Isotherme de fixation du phosphate aux particules de goethite

Cet essai a pour objectif de déterminer la concentration de phosphate à ajouter dans les suspensions (goethite / eau) pour avoir une concentration résiduelle équivalente entre 1,0 et 1,5 mg-P/L après un temps de contact de 120min.

0,1 g de goethite, de l'eau Evian préalablement filtrée (cf 4.7) et du phosphate sont placés dans dix flacons en verre Pyrex de 125ml pour un volume total de 100 mL. Le volume d'eau ajouté est fonction du volume de phosphate nécessaire à la suspension (cf 3.7) . Les concentrations en phosphate choisies pour cet essai sont de 1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0, 8.0, 9.0 et 10.0 mg-P/L . Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur une table d'agitation (Comfort Heto Master Mix) pour un temps de contact de 120 minutes. Un dosage phosphate est réalisé pour chacun des flacons (cf 4.8). Les mesures sont effectuées en duplicat.

5.1.4 Caractérisation de la mobilité électrophorétique (μ) avec ajout de phosphate

Cet essai a pour but de déterminer la dose de phosphate à ajouter pour que la charge de surface de la goethite soit négative.

0,1 g de goethite, de l'eau Evian préalablement filtrée (cf 4.7) et du phosphate sont placés dans douze flacons en verre Pyrex de 125ml pour un volume total de 100 mL. Le volume d'eau ajouté est fonction de la concentration de phosphate nécessaire à la suspension (cf 4.7). Les concentrations en phosphate choisies pour cet essai sont de 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5, 5.0 et 5.5 mg-P/L. Les flacons sont placés sur une table d'agitation (Comfort Heto Master Mix) pour un temps de contact de 120 minutes afin de permettre une bonne adhésion du phosphate aux particules de goethite. Avant les mesures, le pH de chacun des flacons est ajusté à 7,0 et une mesure du potentiel zêta (ζ) est réalisée (cf 4.6).

5.2 Caractérisation des souches bactériennes

5.2.1 Caractérisation du potentiel zêta (ζ) sans ajout de phosphate

Cet essai a pour objectif de connaître la charge de surface des deux souches de bactérie au pH de l'eau potable ainsi que le point isoélectrique.

1mL de suspension bactérienne, ayant une concentration initiale d'environ 10^9 bact./ml, et 99 ml d'eau Evian préalablement filtrée (cf 4.7) sont placés dans un flacon en verre Pyrex de 125mL. Pour chacun des flacons, une mesure du potentiel zêta (ζ) est réalisée (cf 4.6).

5.2.2 Caractérisation du potentiel zêta (ζ) avec ajout de phosphate

Cet essai a pour but de vérifier si la charge de surface des souches de bactérie est modifiée avec un ajout de phosphate dans la suspension.

1mL de suspension bactérienne, ayant une concentration initiale d'environ 10^9 bact./ml, de l'eau Evian préalablement filtrée (cf 4.7) et du phosphate sont placés dans un flacon en verre Pyrex de 125mL pour un volume total de 100mL. Le volume d'eau ajouté est fonction de la concentration de phosphate nécessaire à la suspension (cf 4.7). Les concentrations en phosphate choisies pour cet essai sont de 1.0, 2.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 mg-P/L. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur une table d'agitation (Comfort Heto

Master Mix) pour un temps de contact de 60 minutes. Ensuite, les mesures du potentiel zêta (ζ) sont réalisées (cf 4.6). Les mesures sont effectuées en duplicat puis un dosage phosphate (cf 4.8) est réalisé en parallèle sur deux témoins.

5.3 Interaction bactéries – goethite

5.3.1 Cinétique d'adhésion *E.coli* SH702 sur goethite et goethite-phosphatée

Cet essai a pour objectif de comparer la vitesse d'adhésion des bactéries aux particules de goethite avec et sans ajout de phosphate et également pour vérifier si on retrouve davantage de bactéries libres lorsque qu'il y a ajout de phosphate sur les particules de goethite.

Deux séries d'essai sont réalisées en parallèle: l'une avec la goethite et l'autre avec la goethite phosphatée. Pour la première série d'essai, 0.1g. de goethite, 80mL d'eau Evian préalablement filtré (cf 4.7) sont placés dans quatre flacons en verre Pyrex de 125mL. Pour chacun des flacons, le pH est ajusté à 7,0. Ensuite, 20 mL d'*Escherichia coli* SH702 sont ajoutés dans chacune des suspensions. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur un tourniquet d'agitation (Comfort Heto Master Mix). Au temps $t = 3, 12, 22, 31, 41, 60, 90, 120$ et 150 minutes, 10mL d'échantillon sont prélevés et centrifugés (IEC Centra-4B Centrifuge de Fisher) à 1800rpm pendant 1 minute. 5ml du surnageant sont prélevés puis 100 μL de formol est rajouté pour permettre la fixation des bactéries. Les échantillons sont ensuite laissés au repos à 4°C pour une période minimale de 4 heures. Pour la deuxième série d'essai, 0.1g. de goethite, 75mL d'eau Evian préalablement filtré (cf 4.7) et 5 mL de phosphate sont placés dans quatre flacons en verre Pyrex de 125mL. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur un tourniquet d'agitation (Comfort Heto Master Mix) pour un temps de contact de 120 minutes. Ensuite, le pH est ajusté à 7,0 et 20 mL d'*Escherichia coli* SH702 sont ajoutés dans chacun des flacons. Les flacons sont replacés sur le tourniquet d'agitation (Comfort Heto Master Mix). Les étapes suivantes sont identiques à la première série.

Les essais sont réalisés en duplicat. Le dénombrement des cellules bactériennes est réalisé en cytométrie de flux (cf 4.3.2)

5.3.2 Isotherme d'adhésion d'*Escherichia coli* SH702 sur goethite et goethite-phosphatée

Cet essai a pour objectif de vérifier si un équilibre est atteint entre les bactéries libres et fixées sur les particules de goethite et goethite phosphatée pour des volumes croissants de bactéries ajoutées dans la suspension.

Deux séries d'essais sont réalisées en parallèle: l'une avec la goethite et l'autre avec la goethite phosphatée. Pour la première série d'essai, 0.1 g de goethite et un certain volume d'eau Evian, variable selon le volume de bactérie à ajouter, sont placés dans sept flacons en verre Pyrex de 125mL. Le pH de chacun des flacons est ajusté à 7.0 puis les bactéries sont rajoutées dans chacun des flacons. Le volume de bactérie ajouté pour cet essai est de 0.5, 1.5, 2.0, 3.0, 5.0, 8.0, 10.0 et 12.0 mL pour un volume total d'eau et de bactéries équivalent à 100mL. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur un tourniquet d'agitation (Comfort Heto Master Mix) pour un temps de contact de 120 minutes. À $t = 120$ minutes, 10mL d'échantillon, dans chacun des flacons, sont prélevés et centrifugés (IEC Centra-4B Centrifuge de Fisher) à 1800rpm pendant 1 minute. 5ml du surnageant sont prélevés puis 100 μL de formol sont ajoutés pour permettre la fixation des bactéries. Les échantillons sont ensuite laissés au repos à 4°C pour une période minimale de 4 heures.

Pour la deuxième série d'essai, 0.1 g de goethite, 6mL de phosphate et un volume d'eau Evian, variable selon le volume de bactérie à ajouter, sont placés dans sept flacons en verre Pyrex de 125mL. Puis, les flacons sont placés sur la table d'agitation pour 120 minutes afin de permettre une bonne adhésion du phosphate aux particules de goethite. Ensuite, Le pH de chacun des flacons est ajusté à 7.0 puis les bactéries sont rajoutées dans chacun des flacons. Le volume de bactérie ajouté pour cet essai est de 0.5, 1.5, 2.0, 3.0, 5.0, 8.0, 10.0 et 12.0 mL pour un volume total d'eau et de bactéries équivalent à 100mL. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur un tourniquet d'agitation (Comfort Heto Master Mix) pour un temps de contact de 120 minutes. Les étapes suivantes sont identiques à la première série. Le dénombrement des cellules bactériennes est réalisé en cytométrie de flux (cf 4.3.2)

5.3.3 Effet de l'ajout de doses croissantes de phosphate sur l'adhésion des bactéries aux particules de goethite

Cet essai a pour but de déterminer la proportion de bactérie fixée aux particules de goethite avec des doses croissantes de phosphate et ce pour des temps de contact de 60 et 120 minutes.

0.1g de goethite, de l'eau Evian et du phosphate sont placés dans cinq flacons en verre Pyrex de 125ml pour un volume total de 82 mL. Le volume d'eau Evian ajouté est fonction de la concentration en phosphate voulue dans les différents flacons. Le volume de phosphate ajouté est de 2.0, 4.0, 8.0, et 10.0 mL pour des concentrations finales équivalentes à 0.0, 2.0, 4.0, 8.0, et 10.0 mg-P/L. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur un tourniquet d'agitation (Comfort Heto Master Mix) pour un temps de contact de 60 minutes puis le pH de chacun des flacons est ajusté à 7.0. Ensuite, 18 mL d'*Escherichia coli* SH702, pour une concentration initiale de $3,4 \cdot 10^9$ bact/mL, sont rajoutés à chacun des flacons et placés sur la table d'agitation. Deux séries d'essai sont réalisées pour deux temps de contact différent soit 60 et 120 minutes. Les mesures sont réalisées en duplicat. Le dénombrement des bactéries libres est réalisé par microscopie en épifluorescence (cf 4.3.1)

5.4 Cinétique d'adhésion d'*Escherichia coli* SH702 et RD sur les particules de goethite

Cet essai a pour objectif de déterminer et comparer l'adhésion de chacune des souches de bactérie aux particules de goethite.

Deux essais sont réalisés en parallèle, une avec *E.coli* SH702 et l'autre avec *E.coli* RD. Pour chacune des souches, 0.1g de goethite et de l'eau Evian sont placés dans quatre flacons en verre Pyrex de 125ml puis le pH de chacun des flacons est ajusté à 7.0. Ensuite, les souches d'*Escherichia coli* SH702 et RD sont ajoutés dans les essais pour obtenir des concentrations respectives de $2,69 \cdot 10^7 \pm 3,62 \cdot 10^8$ bact/ml / et $1,29 \cdot 10^7 \pm 2,57 \cdot 10^6$ bact/ml /. Les flacons sont placés à $20 \pm 1^\circ\text{C}$ sur une table d'agitation (Variomag Electronicrührer Multipoint HD)). Aux temps $t = 2, 2.5, 15, 20, 30, 35$ et 45 minutes, 10mL d'échantillon sont prélevés et centrifugés (IEC Centra-4B Centrifuge de Fisher) à 1800rpm pendant 1 minute. 5ml du surnageant sont prélevés puis 100 μL de

formol est rajouté pour permettre la fixation des bactéries. Les échantillons sont ensuite laissés au repos à 4°C pour une période minimale de 4 heures. Les mesures sont réalisées en duplicat. Le dénombrement des cellules bactériennes est réalisé par microscopie en épifluorescence (cf 4.3.1) et exprimés en pourcentage (%) de bactérie fixées aux particules de goethite.

6.0 Résultats

La présentation du travail expérimental est organisé en quatre parties. La première partie s'intéresse à la caractérisation de la goethite (distribution granulométrique, charge de surface avec et sans ajout de phosphate et isotherme de sorption du phosphate). La deuxième partie s'intéresse à la caractérisation des deux souches de bactérie *E.coli* (identification, distribution granulométrique, mesure d'adhésion à l'octane et charges de surface en fonction du pH avec et sans ajout de phosphate).

Ensuite sont présentés les résultats de la cinétique et de l'isotherme d'adhésion d'une des souches *E.coli* sur les particules de goethite et goethite-phosphatée et l'effet-dose du phosphate sur l'adhésion de cette souche sur les particules de goethite. Enfin, la dernière partie s'intéresse à la cinétique d'adhésion des deux souches bactériennes sur les particules de goethite.

6.1 Caractérisation de la goethite

6.1.1 Distribution granulométrique

La distribution granulométrique de la goethite a été effectuée afin de connaître le diamètre moyen des particules dans l'échantillon utilisé.

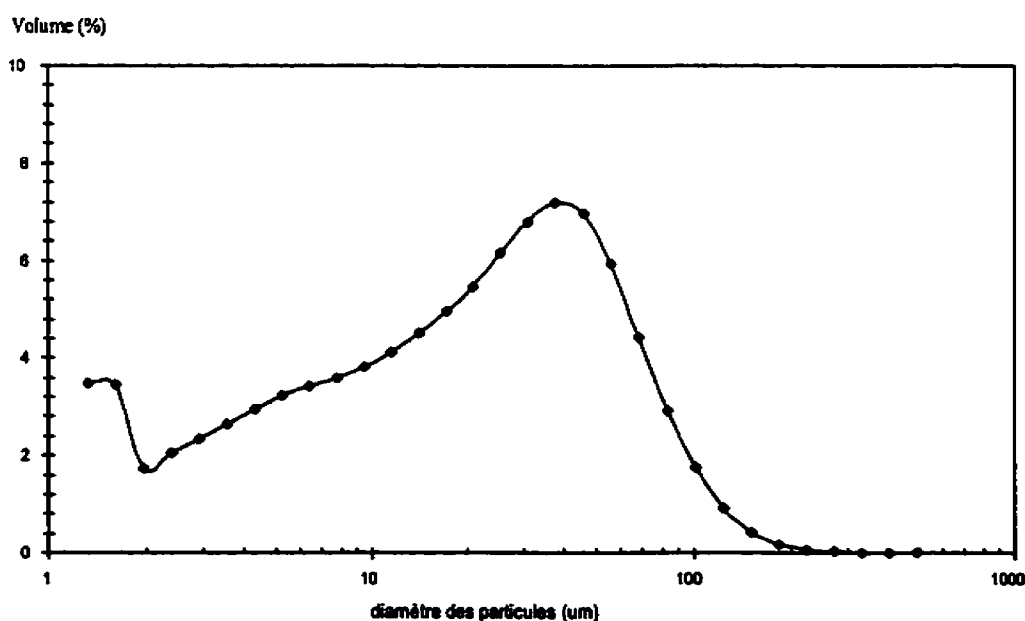


Figure 6.1 : Distribution granulométrique des particules de goethite

La figure 6.1 présente cette distribution obtenue à l'aide d'un granulomètre à diffraction laser. Les résultats sont exprimés en proportion du volume occupé par les particules. L'annexe A présente les données brutes. La courbe cumulée y est également présentée. Les particules de goethite ont un diamètre allant de 0,5 à 275 μm . À partir de l'allure de la courbe, on déduit la présence de trois populations dominantes dans l'échantillon à 0,5, 8 et 40 μm .

6.1.2 Potentiel Zêta (ζ) et point isoélectrique

Le potentiel zêta (ζ) de la goethite en fonction du pH a été mesurée afin de vérifier si sa charge de surface à pH 7 est positive. La figure 6.2 présente les résultats obtenus à l'aide d'un zétamètre. Les résultats sont exprimés par le potentiel zêta (ζ) en fonction du pH. L'annexe B présente les données brutes obtenues lors de l'essai. Un potentiel zêta (ζ) positif s'observe par un déplacement des particules vers l'anode. Cette attraction des particules vers l'anode se traduit par une charge de surface positive.

Le point isoélectrique de la goethite est situé entre 8 et 9, ce qui implique qu'à un pH inférieur à 8,9 la charge de surface de la goethite est positive.

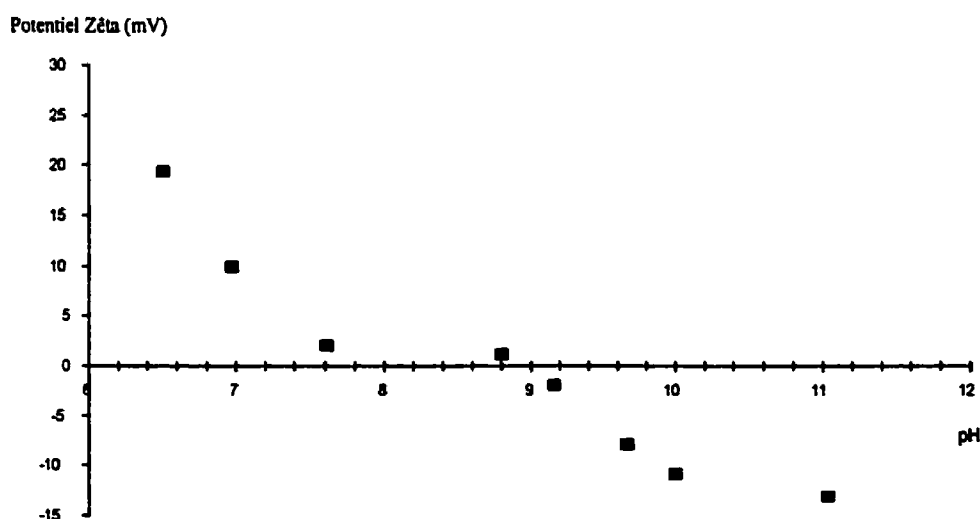


Figure 6.2 : Potentiel zêta (ζ) de la goethite en fonction du pH

6.1.3 Cinétique de fixation du phosphate aux particules de goethite

Cet essai a pour but d'évaluer le temps de contact nécessaire afin qu'il y ait un équilibre entre le phosphate et les particules de goethite dans le liquide de suspension. La figure 6.3 présente cette cinétique de fixation du phosphate aux particules de goethite. Les résultats sont exprimés par la concentration en phosphate libre (mg-P/L) dans le liquide de suspension en fonction du temps à une température de 20°C. L'annexe C présente les données obtenues lors de l'essai.

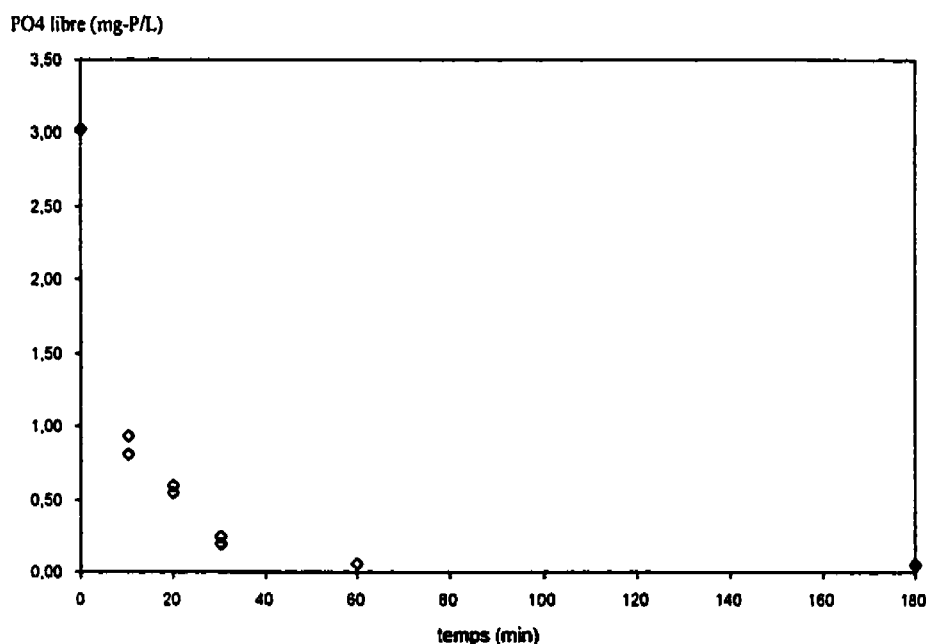


Figure 6.3: Cinétique d'adhésion du phosphate aux particules de goethite

On observe que le phosphate se fixe rapidement aux particules de goethite. La concentration en phosphate, dans la phase liquide, passe de 3,0 à 0,8 mg-P/L après un temps de contact de dix minutes. Un équilibre entre les deux systèmes est atteint après un temps de contact de 60 minutes.

6.1.4 Isotherme de fixation du phosphate

Cet essai a permis de déterminer la concentration de phosphate à ajouter afin d'obtenir une concentration résiduelle en phosphate entre 1,0 et 1,5 mg/L, dans nos suspensions, lorsque les deux systèmes sont à l'équilibre. La figure 6.4 présente l'isotherme de

fixation du phosphate aux particules de goethite. L'annexe C présente les données obtenues lors de l'essai. Les résultats sont exprimés par la concentration en phosphate fixée (mg-P/L) aux particules de goethite en fonction de la concentration de phosphate libre (mg-P/L), à l'équilibre, dans la suspension à une température de 20°C.

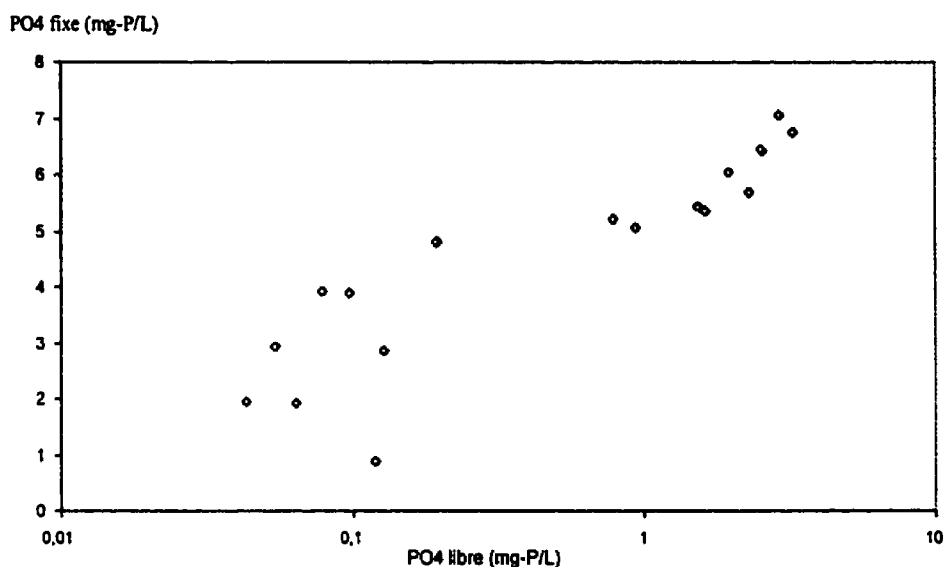


Figure 6.4: Isotherme de fixation du phosphate aux particules de goethite

L'isotherme présente trois zones distinctes malgré une assez forte dispersion des points correspondants aux faibles concentrations de phosphate. La première zone se traduit par une fixation importante du phosphate aux particules de goethite pour des quantités ajoutées allant jusqu'à 4,5 mg-P/L. Jusqu'à cette concentration, la proportion de fixation est de l'ordre de 97%. À partir de 6,0 mg-P/L, la quantité de phosphate fixée aux particules de goethite atteint un plateau. Toutefois, pour des quantités de phosphate ajoutées supérieures à 7mg-P/L on assiste à nouveau à une fixation du phosphate à la goethite causée probablement par une réorganisation des sites de sorption à la paroi de la goethite ou d'une compétition avec les ions carbonates.

On retrouve une concentration résiduelle de 1 à 1,5 mg-P/L avec un ajout de 7mg/L de phosphate dans la suspension initiale.

6.1.5 Potentiel zêta (ζ) avec ajout de phosphate

Le potentiel zêta (ζ) de la goethite en fonction de la dose de phosphate ajoutée a été mesurée, à pH 7, afin de déterminer la dose de phosphate à ajouter dans notre système pour avoir une charge de surface de la goethite négative. L'annexe B présente les données brutes de ces essais. Les résultats (Figure 6.5) sont exprimés par le potentiel zêta (ζ) en fonction de la concentration en phosphate ajoutée (mg-P/L). La charge de surface de la goethite devient négative avec l'ajout d'une concentration supérieure à 1,5mg-P/L. À une concentration supérieure à 3mg-P/L, le potentiel zêta (ζ) de la goethite tend vers un plateau à $-6,4$ mV. Ce plateau peut s'expliquer par une saturation des sites de goethite par les ions phosphates.

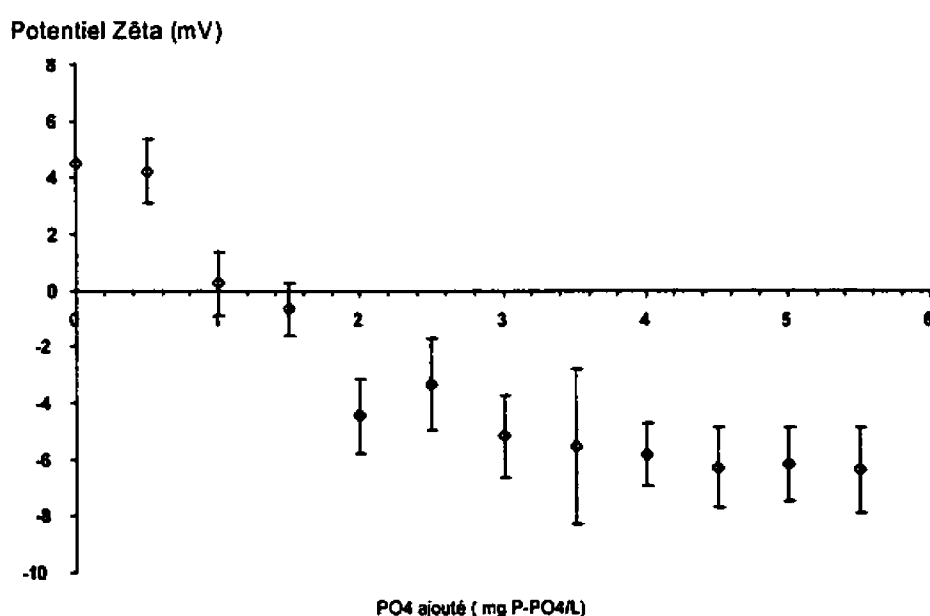


Figure 6.5: Potentiel zêta (ζ) de la goethite en fonction de la concentration en phosphate ajoutée (mg-P/L).

6.2 Caractérisation des souches bactériennes

6.2.1 Identification des souches de bactérie *E.coli*

Deux souches *E.coli* sont utilisés pour cette étude: une souche isogénique non mutée SH702 et une souche isolée d'un réseau de distribution, RD. Les tableaux 6.1 et 6.2 présentent les résultats obtenus des galeries API 20E pour chacune des souches.

Tableau 6.1: Résultat d'identification par galerie API de *E.coli* SH702

ONPG	ADPH	LDH	GDH	GGT	EST	URE	TDZ	IND
+	+	+	+	-	-	-	-	+
VP	GE	GLU	VAL	ARG	SER	REA	SAC	ME
-	-	+	+	-	+	+	-	+
AMY	ALC	OX						
-	+	-						

Tableau 6.2: Résultat d'identification par galerie API de *E.coli* RD

ONPG	ADPH	LDH	GDH	GGT	EST	URE	TDZ	IND
+	+	+	+	-	-	-	-	+
VP	GE	GLU	VAL	ARG	SER	REA	SAC	ME
-	-	+	+	-	+	+	+	+
AMY	ALC	OX						
-	+	-						

L'identification par les galeries API a permis de confirmer que *Escherichia coli* SH702 et RD sont respectivement des *Escherichia coli* de type 01 et de type 01/02.

6.2.2 Distribution granulométrique

La distribution granulométrique des souches *E.coli* a été réalisée afin de connaître la taille des cellules bactériennes au sein de la suspension. L'annexe A présente les données brutes de la granulométrie. La figure 6.6 présente cette distribution obtenue à l'aide d'un granulomètre à diffraction laser. Les résultats sont exprimés en proportion du volume occupé par les particules. Le seuil inférieur de détection du granulomètre étant de 0,5µm, les tailles inférieures à cette valeur ne sont pas prises en compte dans ces distributions. On ne peut donc faire une étude détaillée de la population utilisée. Toutefois on peut dire que la taille maximum de *E.coli* SH702 et *E.coli* RD est respectivement de 3,53 et 5,24µm. De façon générale, *E.coli* RD a une taille supérieure à *E.coli* SH702.

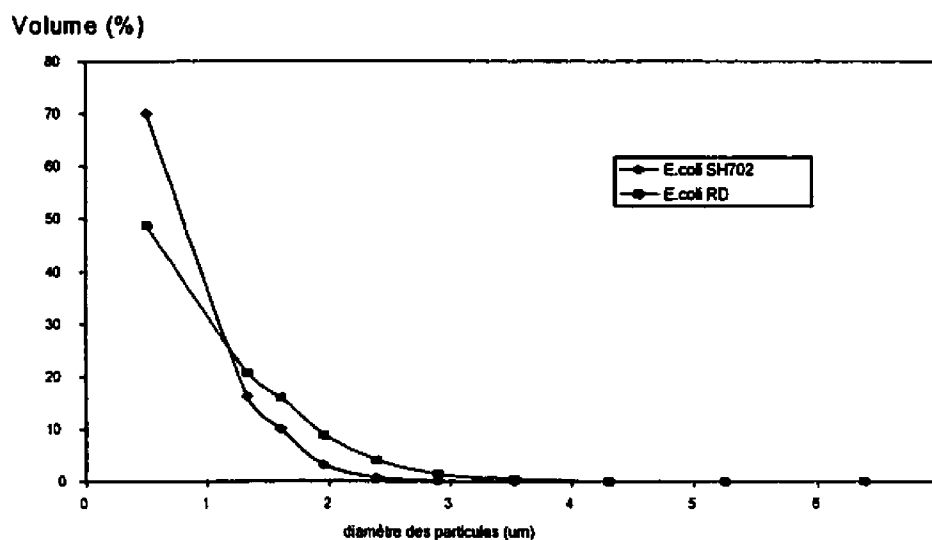


Figure 6.6: Distribution granulométrique de *E.coli* SH702 et *E.coli* RD

6.2.3 Adhésion microbienne à l'octane

Le test d'adhésion microbienne à l'octane a été réalisé dans le but de mettre en évidence une variation du caractère hydrophobe entre les deux souches *E.coli*. Le tableau suivant résume la moyenne (n=2) du pourcentage de l'adhésion (A%) pour chacune des souches.

Tableau 6.3 Pourcentage d'adhésion de *E.coli* (n=2) obtenus lors du test d'adhésion microbienne

	<i>E.coli</i> SH702	<i>E.coli</i> RD
A (%)	17,2 – 19,85	0,4 – 2,30

Le pourcentage d'adhésion (A%) est systématiquement plus faible pour *E.coli* RD, ce qui traduit un caractère moins hydrophobe chez *E.coli* RD. Une corrélation de A% et de l'hydrophobie des cellules bactériennes existe lorsque A% est supérieur à 60% (Reid et al.,1992). Dans notre cas, A% étant inférieur à 60%, les souches d'*Escherichia coli* utilisées sont plutôt hydrophiles.

6.2.4 Potentiel zêta (ζ)

Le potentiel zêta (ζ) de *E.coli* SH702 et RD en fonction du pH a été mesurée. Ces mesures ont été réalisées pour vérifier la charge de surface des bactéries à pH 7 et également pour déterminer leur point isoélectrique. L'annexe D présente les données brutes et la figure 6.7 présente les résultats obtenus pour les deux souches de bactérie. Les résultats sont exprimés par le potentiel zêta (ζ) en fonction du pH.

On observe qu'à pH 7, *E.coli* SH702 et RD ont une charge de surface négative et que pour un même pH, la charge de surface de *E. coli* SH702 est légèrement supérieure à *E. coli* RD. Le point isoélectrique des deux souches *E.coli* tend vers pH 1,5. Toutefois, à ces valeurs de pH, on peut suspecter une forte action des protons (H^+) sur la surface bactérienne biaisant partiellement la mesure. De plus, en dessous de ces pH, les valeurs mesurées sont altérées à cause d'une conductivité trop élevée de l'échantillon.

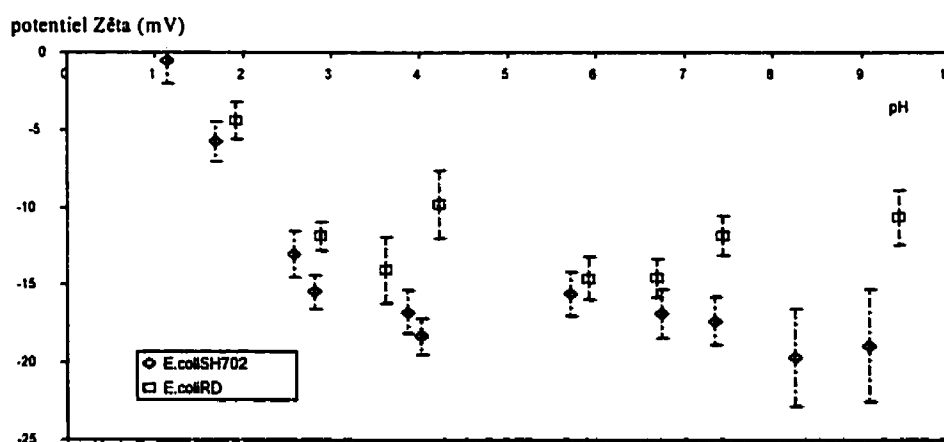


Figure 6.7: Potentiel zêta (ζ) de *E.coli* SH702 et RD en fonction du pH

6.2.5 Potentiel zêta (ζ) avec ajout de phosphate

Cet essai a pour objectif de vérifier si la charge de surface des souches de

bactérie, à pH 7, est modifiée avec un ajout de phosphate dans la suspension. L'annexe E présente les données brutes obtenues de cet essai.

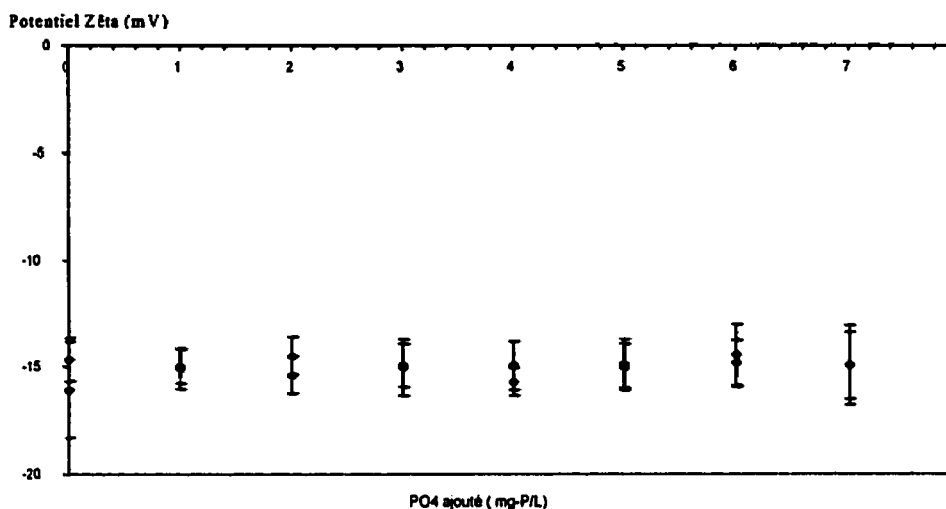


Figure 6.8: Potentiel zêta (ζ) de *E.coli* SH702 en fonction d'un ajout croissant de phosphate (mg-P/L)

Les résultats (Figure 6.8) sont exprimés par le potentiel zêta (ζ) de *E.coli* SH702 en fonction de la concentration de phosphate ajoutée dans la suspension.

On observe que l'ajout de phosphate, de 0 à 7 mg-P/L, n'apporte aucune modification à la charge de surface de la bactérie testée.

6.3 Interaction de *E.coli* SH702 avec goethite et goethite-phosphatée

6.3.1 Cinétique d'adhésion

Cet essai a pour but de déterminer si une différence dans l'adhésion bactérienne est observée lorsqu'il y a eu, préalablement, fixation de phosphate aux particules de goethite. Les données brutes sont présentées dans l'annexe F. Les résultats sont exprimés par le nombre de bactéries fixées aux particules de goethite (bact./ g. goethite) en fonction du temps (min). La figure 6.9 présente la cinétique de fixation de *E.coli* SH702 aux particules de goethite et de goethite-phosphatée pour une concentration en phosphate de 5 mg-P/L dans la solution.

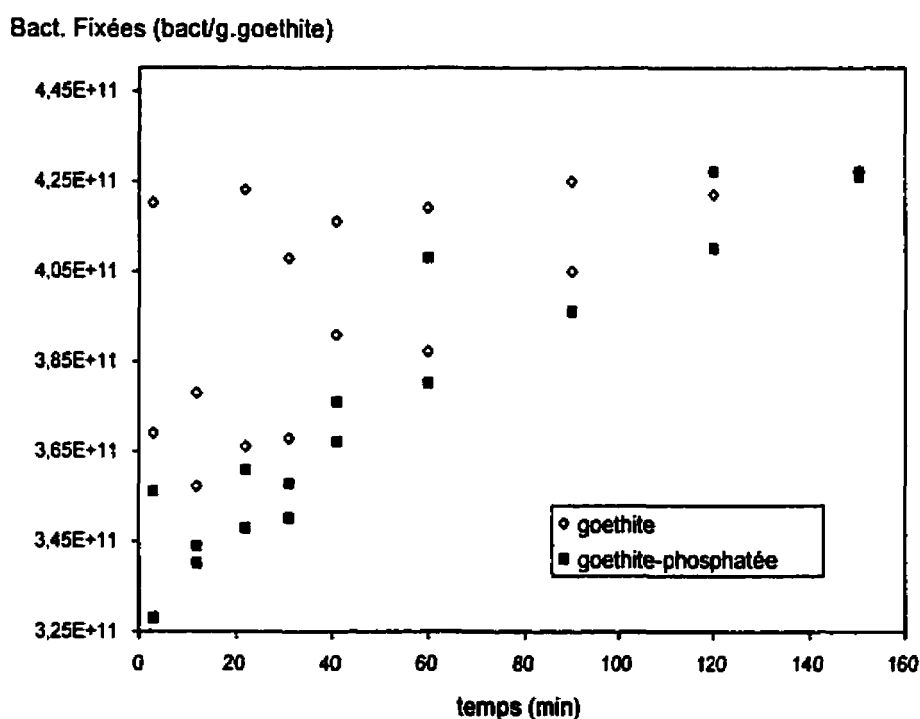


Figure 6.9 Cinétique d'adhésion de *E.coli* SH702 à la goethite et à la goethite-phosphatée (n=2)

Pour chaque essai réalisé, on observe une différence dans l'adhésion bactérienne entre la goethite et la goethite-phosphatée. En effet, la concentration de bactéries attachées aux particules est plus élevée lorsqu'il n'y a pas fixation de phosphate à la goethite. Cette différence est surtout observée pour des temps de contact inférieurs à 60 minutes.

Toutefois, pour des temps de contact supérieurs à 60 minutes, La proportion de bactéries fixées à la goethite et goethite-phosphatée tendent à se rapprocher.

6.3.2 Effet sur l'adhésion bactérienne de l'ajout de doses croissantes de phosphate à la goethite

Cet essai a pour objectif de mettre en évidence l'impact de l'ajout de doses croissantes de phosphate sur la fixation des bactéries aux particules de goethite. Les résultats sont exprimés par la proportion de bactérie fixée (%) aux particules de goethite en fonction des doses de phosphate ajoutées (mg-P/L) et ce pour deux temps de contact de 60 et 120 minutes (Figure 6.10).

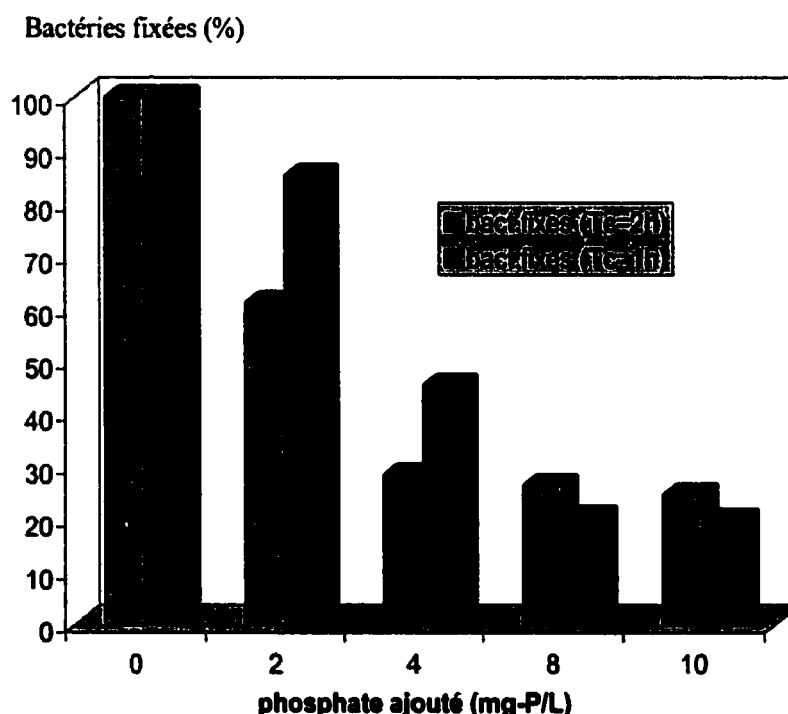


Figure 6.10: Effet de l'ajout de phosphate sur l'adhésion des bactéries aux particules de goethite pour un temps de contact de 60 et 120 minutes.

D'après les résultats, on observe une diminution importante du nombre de bactéries fixées aux particules de goethite avec l'ajout croissant de phosphate dans le système. De plus, une différence est observée dans la proportion de bactérie fixée pour des

temps de contact de 60 et 120 minutes. En effet, on assiste à une diminution du nombre de bactérie fixée aux particules de goethite pour un temps de contact, entre les deux systèmes, de 120 minutes. Par ailleurs, cette différence est plutôt observée pour des doses de phosphates ajoutées de 2 et 4 mg-P/L.

6.3.3 Isotherme d'adhésion

Cet essai permet de déterminer l'activité de la surface de la goethite et a pour but de mettre en évidence la différence de l'adhésion des bactéries sur la goethite et la goethite-phosphatée à 6 mg-P/L. La figure 6.11 présente l'isotherme de fixation de *E.coli* SH702 à la goethite et à la goethite-phosphatée. Les données brutes sont présentées à l'annexe G. Les résultats sont exprimés par le nombre de bactéries fixées aux particules de goethite (bact./g. goethite) en fonction du nombre de bactéries libres (bact./ml) dans la solution. Il est à noter que les droites de chaque essai ne sont pas réalisées par moyenne arithmétique du tableur.

Bact.Fixes (bact./g.goethite)

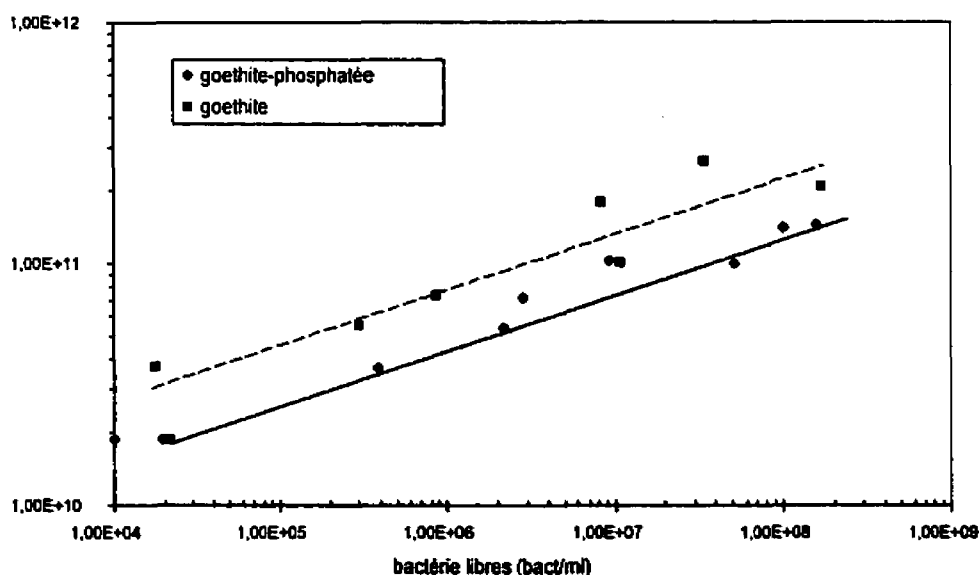


Figure 6.11 Isotherme d'adhésion de *E.coli* SH702 à la goethite et goethite-phosphatée

Il n'y a pas de saturation des sites de la goethite par les bactéries puisque les droites n'atteignent pas de plateau avec une augmentation du nombre de bactéries dans la suspension. Les droites de la goethite et de la goethite-phosphatée ont la même pente,

ce qui signifie que la goethite-phosphatée possèdent moins de sites de fixation que la goethite mais la même réactivité. De plus, pour un même nombre de bactérie fixée aux particules de goethite, le nombre de bactéries en suspension dans la solution est plus élevé pour la goethite-phosphatée.

6.4 Cinétique de fixation de *E.coli* SH702 et *E.coli* RD aux particules de goethite

Cet essai a pour objectif de mettre en évidence une différence dans l'adhésion entre *E.coli* SH702 et *E.coli* RD aux particules de goethite. La figure 6.12 présente la cinétique d'adhésion des deux souches de bactérie aux particules de goethite seulement. Les résultats sont exprimés selon la proportion de bactéries fixées (%) aux particules de goethite en fonction du temps (min)

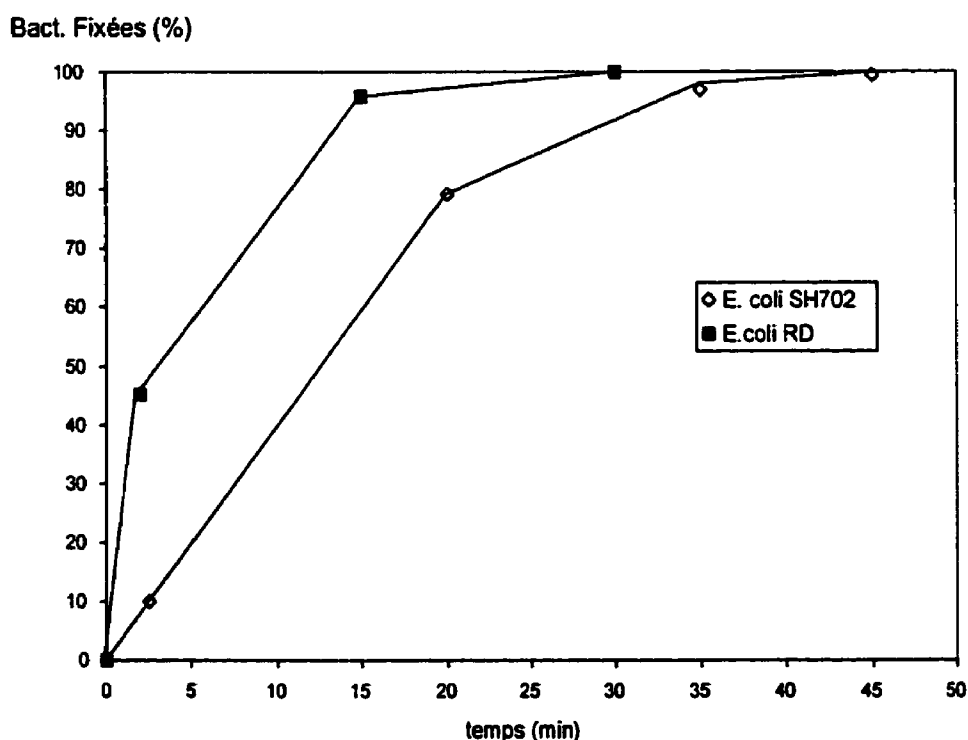


Figure 6.12: Cinétique de fixation de *E.coli* SH702 et RD (n=1) aux particules de goethite

On peut observer une vitesse de fixation plus rapide chez *E.coli* RD que *E.coli* SH702 aux particules de goethite. En effet, pour un temps de contact de 15 minutes, on retrouve 96% de *E.coli* RD fixée aux particules de goethite alors que le taux de fixation observé chez *E.coli* SH702 est d'environ 68%. D'après cet essai, on peut confirmer que *E.coli* RD adhère plus rapidement que *E.coli* SH702 aux particules de goethite.

7.0 Discussion

Cette étude visait à étudier l'impact d'un traitement phosphate sur l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion. Nous avons cherché à vérifier l'hypothèse que les forces électrostatiques sont responsables de l'attraction et de l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion et que l'ajout de phosphate défavorise cette attraction par modification de la charge de surface du solide.

Les résultats montrent qu'à pH 7, la goethite a une charge de surface positive et que son point isoélectrique est voisin de 9,0. De même, l'ajout de phosphate à une concentration supérieure équivalent à 1,5 mg-P / g. goethite modifie la charge de surface de la goethite du positif au négatif. Ces résultats concordent bien avec ceux obtenues par Parfitt et Atkinson (1976) qui trouvent que le point isoélectrique de la goethite passe de 8,9 à 5,1 lorsque qu'une concentration de phosphate, équivalent à 100 μ mol NaH₂PO₄ / g goethite, sont ajoutés aux particules de goethite.

Les résultats montrent qu'à pH7 la charge de surface des deux souches *E.coli* est négative et que leurs points isoélectriques sont égaux ou inférieurs à 1,5. Le point isoélectrique de ces deux souches semble relativement bas en comparaison avec ceux obtenu pour d'autres espèces dont *Shewanella Alga* RAD 20 et *E.coli* 0157:H7 situé à environ pH 4,5 (Caccavo *et al.*, 1997; Lytle *et al.*, 1999). Toutefois, Lytle *et al.* (1999) trouvent un point isoélectrique près de 2,0 pour une souche *E.coli* isolée d'un réseau de distribution.

Les résultats de la cinétique d'adhésion de *E.coli* SH702 met en évidence un taux plus élevé de bactéries fixées aux particules de goethite en comparaison avec la goethite-phosphatée. Toutefois, cette différence est valable pour des temps de contact inférieur à 60 minutes. Au delà de 60 minutes, les proportions de bactérie fixées à la goethite et à la goethite-phosphatée se rapprochent. Toutefois, Il est difficile de définir les raisons pour lesquelles la proportion de bactérie fixée est semblable après un certain temps de

contact pour les deux systèmes puisque plusieurs paramètres peuvent influencer cette adhésion.

Les résultats de l'isotherme de sorption met également en évidence une différence dans l'adhésion des bactéries entre la goethite et la goethite-phosphatée mais pour des concentrations en bactérie inférieures à environ $3,0 \times 10^8$ bact/ml. Pour des concentrations bactériennes plus élevées, le nombre de bactéries fixées est presque identique pour les deux systèmes.

Ces résultats, à première vue, mettent en doute l'hypothèse de base selon laquelle l'adhésion des bactéries aux produits de corrosion est causée uniquement par la différence de charge entre les deux corps car lorsque la goethite a une charge de surface négative (par ajout de phosphate), une adhésion des bactéries est quand même observée.

Toutefois, les résultats de l'adhésion des bactéries avec l'ajout de doses croissantes de phosphate à la goethite montrent une différence très nette, du nombre de bactérie fixées, entre la goethite et la goethite-phosphatée, pour des temps fixes de 60 et 120 minutes. En effet, on observe une diminution d'environ 40% des bactéries fixées aux particules de goethite entre l'ajout de 2 et 4 mg-/L de phosphate à un temps de contact de 120 minutes. Pour des concentrations supérieures à 4,0 mg-P/L, on n'observe peu de différence dans l'adhésion des bactéries avec l'augmentation de la dose de phosphate. Ce résultat concorde bien avec la présentation graphique du potentiel zêta (ζ) en fonction du phosphate ajoutée (cf 6.1.5) où l'on observe une charge de surface constante de la goethite à des concentrations en phosphate ajoutées supérieures à 3 mg-P/L.

Les résultats de la cinétique d'adhésion de *E.coli* SH702 et RD montrent une différence dans l'adhésion, entre les deux souches, aux particules de goethite. En effet, on observe que *E.coli* RD adhère davantage aux particules de goethite que *E.coli* SH702. Ce résultat est aussi surprenant puisque la charge de surface de *E.coli* SH702 est légèrement plus élevée que celle de *E.coli* RD pour un même pH. Il est également utile de noter que la souche *E.coli* RD a un caractère hydrophobe légèrement plus élevé que *E.coli* SH702. L'hydrophobie, dans notre cas, pourrait également jouer un rôle important dans l'adhésion des bactérie aux particules de goethite.

Plusieurs facteurs restent à vérifier afin de déterminer quels sont les différents facteurs attribuables à cette adhésion. La taille de la bactérie peut jouer un rôle essentiel dans l'adhésion (Chattopadhyay *et al.*, 1999). Une bactérie ayant une taille élevée aura un nombre de site de sorption plus élevé à sa paroi cellulaire comparativement à une bactérie possédant une taille plus faible. Or, dans notre cas, *E.coli* RD a un diamètre moyen légèrement supérieur à *E.coli* SH702. D'autres facteurs, caractéristiques de la bactérie, dont la composition cellulaire et la présence de pili seraient à envisager pour expliquer davantage l'adhésion.

L'absence de répétabilité limite cependant l'interprétation des résultats. Aussi, la comparaison avec d'autres résultats, obtenus de différents auteurs, est difficile puisque aucune ou peu d'étude sur ce sujet a été réalisée jusqu'à maintenant.

Les différents auteurs se sont davantage intéressés à l'adhésion des bactéries à des surfaces solides par les interactions hydrophobes (Caccavo *et al.*, 1999; Rijnaarts *et al.*, 1995; Chattopadhyay *et al.*, 1999; van Loosdrecht *et al.*, 1990). De plus, les études d'adhésion exploitant les interactions électrostatiques mettent en jeu des surfaces solides, différentes de la goethite, dont des minéraux (Pyrite, quartz, chalcopryite) et des matériaux polymérisés (Solari *et al.*, 1992; Harkes *et al.*, 1991)

À la suite de ce travail, il convient d'envisager de refaire des essais d'adhésion en modifiant certains paramètres dont la concentration de bactérie dans les échantillons, le temps de contact pour les isothermes de sorption. D'autres paramètres méritent d'être étudiés plus finement dont la composition cellulaire des bactéries et la surface de sorption de la goethite. Enfin, des essais du même type seraient à réaliser dans des conditions plus près de la réalité avec l'utilisation de réacteurs de laboratoire simulant un réseau de distribution.

8.0 Bibliographie

Appenzeller B.M.R., Batté M., Mathieu L., Block J.C., Lahoussine V., Cavard J. and Gatel D., 2000, Effect of phosphate addition in drinking waters on bacterial growth in low and high corroded pipes, pour publication à Wat. Res.

Bayer M.E. and Sloyer J.L., 1990, The electrophoretic mobility of Gram-negative and Gram-positive bacteria: an electrokinetics analysis, Journ. Gen. Microbiol., 136, 867-874.

Beech I.B, Edyvean R.G.J., Cheung C.W.S. and Turner A., 1994, Bacteria and Corrosion in potable water mains, Proceedings of the 3rd international EFC Workshop on Microbial corrosion, Portugal.

Bendinger B., Rijnaarts H.H.M., Altendorf K. and Zehnder A.J.B., 1993, Physicochemical cell surface and adhesive properties of coryneform bacteria related to the presence and chain length of mycolic acids, Appl. Environ. Microbiol., 59, 3973-3977.

Büchs J., Mozes N., Wandrey C. and Rouxhet P.G., 1988, Cell adsorption control by culture conditions: Influence of phosphate on surface properties, flocculation and adsorption behaviour of *Corynebacterium glutamicum*, Appl. Microbiol Biotechnol., 29, 119-128.

Caccavo F. Jr., Schamberger P.C., Keiding K. and Nielsen P.H., 1997, Role of hydrophobicity in adhesion of the dissimilatory Fe(III)-reducing bacterium *Shewanella alga* to amorphous Fe(III) oxide, Appl. Environ. Microbiol., 63, 3837-3843.

Chattopadhyay S. and Puls R.W., 1999, Adsorption of bacteriophages on clay minerals, Environ. Sci. Technol., 33 (20), 3609-3614.

Clement M., Seux R. and Rabarot S., 2000, A practical model for estimating total lead intake from drinking water, Wat. Res., 34, 1533-1542.

Crespi S. and Ferra J., 1997, Outbreak of legionellosis in a tourist complex in Lanzarote concomitant with a treatment of the water system with megadoses of polyphosphates, *Wat. Sci. Tech.*, 35 (11-12), 307-309.

Dickson J.S. and Koochmaraie M., 1989, Cell surface characteristics and their relationship to bacterial attachment to meat surfaces, *Appl. Environ. Microbiol.*, 55, 832-836.

Gauthier V., Rosin C., Mathieu L., Portal J.M., Block J.C., Chaix P. and Gatel D., 1996, Characterisation of the loose deposits in drinking water distribution systems, *Proceedings Water Quality Technology AWWA*, Boston, USA.

Harkes G., Feijen J. and Dankert J., 1991, Adhesion of *Escherichia coli* on to a series of poly (methacrylates) differing in charge and hydrophobicity, *Biomaterials*, 12, 853-860.

Heitz E., Flemming H.-C. and Sand W., 1996, Electrochemical and chemical mechanisms, 27-38, *In microbially influenced corrosion of materials*, Publishers Springer-Verlag, Berlin, Germany, 27-38.

Hiemstra T. and Van Riemsdijk W.H., 1996, A surface structural approach to ion adsorption: the charge distribution (CD) model, *J. Colloid Interface Sci.*, 179, 488-508.

Holt D.M., Gauthier V., Merlet N. and Block J.C., 1998, Importance of disinfectant demand of materials for maintaining residuals in drinking water distribution systems, *Water supply*, 16, 181-191.

Kerr C.J., Osborn K.S., Robson G.D. and Handley P.S., 1999, The relation between pipe material and biofilm formation in a laboratory model system, *Journ. Appl. Microb. Symp. Suppl.*, 85, 29S-38S.

Larsson K. and Glantz P.O., 1980, Microbial adhesion to surfaces with different surface charges, *Microbial Adhesion*, 79-82.

LeChevallier M.W., Babcock T.M. and Lee R.G., 1987, Examination and characterization of distribution system biofilms, *Appl. Environ. Microbiol.*, 53, 2714-2724.

LeChevallier M.W., Cheryl C.D., Lee R.G. and Gibbon D.L., 1993, Examining the relationship between iron corrosion and the disinfection of biofilm bacteria, *J. Am. Wat. Wks Assoc.*, 85, 111-123.

Lyttle D.A., Rice E.W, Johnson C.H. and Fox K.R., 1999, Electrophoretic mobilities of *Escherichia coli* 0157:H7 and wild type *Escherichia coli* strains, *Appl. Envir. Microbiol.*, 65, 3222-3225.

McLandsborough L.-A. and Li J., 1999, The effects of the surface charge and hydrophobicity of *Escherichia coli* on its adhesion to beef muscle, *Intern. Journ. Food Microb.*, 53, 185-193.

Miettinen I.T., Vataienen T. and Martikainen P.J., 1997, Phosphorus and bacterial growth in drinking water, *Appl. Envir. Microbiol.*, 63, 3242-3245.

Mozes N., Léonard A.J. and Rouxhet P.G., 1988, On the relations between the elemental surface composition of yeasts and bacteria and their charge and hydrophobicity, *Biochemica Biophysica Acta.*, 945, 324-334.

Mozes N., 1995, The ways we study interfacial phenomena of living cells In *Adhésion des micro-organismes aux surfaces*, Techniques et Documentation, 1995, Paris, 3-13.

Niquette P., Servais P. and Savoir R., 2000, Impacts of pipe materials on densities of fixed bacterial biomass in a drinking water distribution system, *Wat. Res.*, 34, 1952-1956.

Parfitt R.L. and Atkinson R.J., 1976, Phosphate adsorption on goethite (α - FeOOH), *Nature*, 64, 740-741.

Persson P., Nilsson N. and Sjöberg S., 1996, Structure and bonding of orthophosphate ions at the iron oxide-aqueous interface, *J. Colloid Interface Sci.*, 177, 263-275.

Reid G., Cuperus P.L., Bruce A.W., Mei Van Der H.C., Tomeczech L., Khoury A.H., Busscher H.J., 1992, Comparison of contact angles and adhesion to hexadecane of urogenital, dairy, and poultry lactobacilli: effect of serial culture passages, *Appl. Environ. Microbiol.*, 58, 1549-1553.

Rijnaarts H.H.M., Norde W., Lyklema J. and Zendher A.J.B., 1995, The isoelectric point of bacteria as an indicator for the presence of cell surface polymers that inhibit adhesion, *Colloids surfaces*, 4, 191-197.

Rompré A., Prévost M., Coalier J., Brisebois P., Lavoie J. and Lafrance P., 1999, Impacts of implementing a corrosion control strategy on biofilm growth. Abstract D48, *Proceeding of the Conference on Biofilm systems*, IAWQ, New-York.

Rosenberg M., Gutnick D. and Rosenberg E., 1980, Adherence of bacteria to hydrocarbons: a simple method for measuring cell-surface hydrophobicity, *FEMS, Microbiol Lett.*, 9, 29-33.

Sathasivan A., Ohgaki S., Yamamoto K. and Kakimo N., 1997, Role of inorganic phosphorus in controlling regrowth in water distribution systems, *Wat. Sci. Tech.*, 35, 37-44.

Solari J.A., Huerta G., Escobar B., Vargas T., Badilla-Ohlbaum R. and Rubio J., 1992, Interfacial phenomena affecting the adhesion of *Thiobacillus ferrooxidans* to sulphide mineral surfaces, *Colloids Surfaces*, 69, 159-166.

Standard methods for the examination of water and wastewater (1998). 20th edition, American public Health Association, American Water Works Association/water Environment Federation, Washington DC, USA

van der Waal A., 1996, Electrochemical characterization of the bacterial cell surface, Thesis Landbouwniversiteit Wageningen, Netherlands, 77-94.

van Loosdrecht M.C.M, Lyklema J., Norde W., Schraa G. and Zehnder A.J.B., 1987, Electrophoretic mobility and hydrophobicity as a measure to predict the initial steps of bacterial adhesion, *Appl. Envir. Microbiol.*, 53, 1898-1901.

van Loosdrecht M.C.M, Norde W., Lyklema J. and Zehnder A.J.B., 1990, Hydrophobic and electrostatic parameters in bacterial adhesion, *Aquatic Sc.*, 52, 103-114.

Volk C., Dundore E., Schiermann J. and LeChevallier M., 2000, Practical evaluation of iron corrosion control in a drinking water distribution system, *Wat. Res.*, 34, 1967-1974.

Wagner I., Borremans R., Cury A., Saev S., Ren-Yuan S., Zacek L., Nielsen K., Pääkkönen J., Leroy P., Wagner I., Artz J., O'Connor C.N., Galeani V., Iwamatsu J., van den Hoven Th.J.J., Kristiansen H., Grau P., Hedberg T., Bernasconi R., Oliphant R. and Kirmeyer G.J., 1993, Internal corrosion of pipes in public water distribution networks, *Proceedings of the 19th IWSA congres, Budapest.*

9.0 Annexes du rapport de stage

Annexe N-A

Données brutes du granulomètre de la goethite et des deux souches bactériennes

Diamètre (µm)	Volume (%)		
	Goethite	122-100-10	122-100-10
0,5	4,39	69,99	48,72
1,32	3,47	16,21	20,54
1,6	3,46	9,95	16,01
1,95	1,74	3,1	8,92
2,38	2,06	0,66	4,03
2,9	2,35	0,09	1,35
3,53	2,65	0,01	0,34
4,3	2,94	0	0,07
5,24	3,24	0	0,01
6,39	3,44	0	0
7,78	3,59	0	0
9,48	3,81	0	0
11,55	4,12	0	0
14,08	4,51	0	0
17,15	4,97	0	0
20,9	5,47	0	0
25,46	6,15	0	0
31,01	6,8	0	0
37,79	7,2	0	0
46,03	6,96	0	0
56,09	5,93	0	0
68,33	4,44	0	0
83,26	2,93	0	0
101,44	1,75	0	0
123,59	0,92	0	0
150,57	0,43	0	0
183,44	0,17	0	0
223,51	0,06	0	0
272,31	0,02	0	0
331,77	0	0	0
404,21	0	0	0
492,47	0	0	0

Annexe N-B

Potentiel Zêta (ζ) de la goethite en fonction du pH et avec un ajout de doses croissantes de phosphate

1) En fonction du pH

pH	Potentiel Zêta mV
5,99	25,6
6,5	19,35
6,97	10
7,62	2,1
8,8	1,15
9,16	-1,95
9,66	-7,95
10	-10,8
11,04	-13

2) En fonction des doses de phosphate ajoutée

Dose ajoutée mg-P/L	Potentiel Zêta mV	
0	4,49	2,26
0,5	4,23	2,23
1	0,25	1,91
1,5	-0,66	2,65
2	-4,45	3,25
2,5	-3,33	2,95
3	-5,17	5,45
3,5	-5,54	2,21
4	-5,82	2,84
4,5	-6,29	2,6
5	-6,14	3,04
5,5	-6,37	1,64

Annexe N-C

Données brutes pour cinétique et isotherme de fixation du phosphate aux particules de goethite

1) Cinétique de fixation du phosphate à la goethite

min.	mg-P/L
0	3,022
10	0,936
10	0,804
20	0,598
20	0,544
30	0,24
30	0,19
60	0,06
60	0,055
180	0,045
180	0,06

2) Isotherme de fixation du phosphate à la goethite

Equilibre	Equilibre	Equilibre	Equilibre
mg-P/L	mg-P/L	mg-P/L	mg-P/L
1	0,119	0,881	88,1
2	0,0428	1,9572	97,86
2	0,0634	1,9366	96,83
3	0,127	2,873	95,77
3	0,054	2,946	98,2
4	0,078	3,922	98,05
4	0,096	3,904	97,6
5	0,195	4,805	96,1
5	0,192	4,808	96,16
6	0,938	5,062	84,37
6	0,7905	5,2095	86,825
7	1,624	5,376	78,8
7	1,548	5,452	77,88
8	1,958	6,042	75,525
8	2,302	5,698	71,225
9	2,573	6,427	71,41
9	2,54	6,46	71,77
10	2,926	7,074	70,74
10	3,253	6,747	67,47

Annexe N-D

Mobilité électrophorétique (μ) des souches bactérienne en fonction du pH

E.coli RD

pH	Conductivité (µS/cm)	Temps de migration (min)	Conductivité (µS/cm)
1,92	0,0269	-0,33	0,18
2,87	0,00673	-0,88	0,14
3,62	0,00595	-1,04	0,32
4,23	0,0056	-0,73	0,32
5,92	0,00409	-1,08	0,21
6,68	0,00456	-1,08	0,11
7,42	0,00412	-0,88	0,19
8,47		-0,55	0,27
9,39	0,00393	-0,77	0,25
10,5	0,00517		
11,12	0,00671	-0,52	

E.coli SH702

pH	Conductivité (µS/cm)	Temps de migration (min)	Conductivité (µS/cm)
1,14	0,154	-0,04	0,22
1,7	0,0571	-0,43	0,19
2,57	0,0122	-0,96	0,22
2,8	0,00989	-1,14	0,16
3,86	0,00592	-1,23	0,2
4,01	0,0051	-1,35	0,17
5,71	0,00489	-1,14	0,21
6,73		-1,23	0,23
7,33		-1,25	0,22
8,24	0,0395	-1,42	0,45
9,06	0,04	-1,36	0,52
10,14		-1,91	0,29

Annexe N-E

Potentiel zêta (ζ) de *E.coli* SH702 en fonction des doses de phosphate ajoutées

	-14,66	2,03
	-16,07	4,49
	-14,97	1,6
	-15,1	1,89
	-14,5	1,74
	-15,39	1,74
	-14,94	2,03
	-15,04	2,6
	-14,96	2,28
	-15,71	1,3
	-14,88	2,27
	-15,02	2,13
	-14,45	2,86
	-14,85	2,14
	-14,96	3,11
	-14,93	3,66

Annexe N- F

Données brutes de la cinétique de fixation de *E.coli* SH702 à la goethite et goethite-phosphatée à 5 mg-P/L

Temps (min)		Conc. bact. (bact/g. goethite)	
min		bact/ g. goethite	
3		4,2E+11	3,56E+11
3		3,69E+11	3,28E+11
12		3,78E+11	3,40E+11
12		3,57E+11	3,44E+11
22		4,23E+11	3,48E+11
22		3,66E+11	3,61E+11
31		4,08E+11	3,58E+11
31		3,68E+11	3,50E+11
41		4,16E+11	3,67E+11
41		3,91E+11	3,76E+11
60		3,87E+11	4,08E+11
60		4,19E+11	3,80E+11
90		4,05E+11	3,96E+11
90		4,25E+11	3,96E+11
120		4,27E+11	4,27E+11
120		4,22E+11	4,10E+11
150		4,27E+11	4,27E+11
150		4,27E+11	4,26E+11

Annexe N-G

Données brutes pour isotherme de fixation de E.coli SH702 à la goethite et goethite-phosphatée

Concentration initiale de la suspension: $2,93 \times 10^9$ bact/ml

Goethite-phosphatée

Temps (min)	Conc. initiale (bact/ml)	Conc. finale (bact/ml)	Conc. adsorbée (bact/ml)	Conc. libre (bact/ml)
0,5	1,92E+04	4,36E+02	1,87E+07	9,23E+05
0,5	1,01E+04	8,73E+02	1,87E+07	9,23E+05
1	3,85E+05	6,55E+03	3,70E+07	1,85E+06
1,5	2,17E+06	1,47E+05	5,39E+07	2,91E+06
2	2,85E+06	6,34E+04	7,20E+07	3,75E+06
3	9,27E+06	3,21E+05	1,03E+08	5,85E+06
5	5,09E+07	4,01E+06	9,98E+07	1,01E+07
8	1,01E+08	1,13E+07	1,40E+08	2,06E+07
10	1,56E+08	5,76E+06	1,45E+08	
12	2,70E+08	5,20E+06	9,18E+07	3,48E+07
15	3,23E+08	1,81E+07	1,29E+08	
20	4,35E+08	1,77E+07	1,68E+08	
25	6,81E+08	3,59E+07	7,17E+07	

Goethite seulement

Temps (min)	Conc. initiale (bact/ml)	Conc. finale (bact/ml)	Conc. adsorbée (bact/ml)	Conc. libre (bact/ml)
0,5	2,07E+04	2,57E+02	1,87E+07	9,23E+05
0,5	2,13E+04	1,67E+02	1,87E+07	9,22E+05
1	1,73E+04	1,41E+03	3,74E+07	1,85E+06
1,5	3,01E+05	2,31E+04	5,58E+07	2,79E+06
2	8,55E+05	1,95E+04	7,39E+07	3,71E+06
3	1,07E+07	3,02E+05	1,02E+08	5,84E+06
5	8,23E+06	1,44E+05	1,79E+08	9,37E+06
8	3,42E+07	1,36E+06	2,65E+08	1,61E+07
10	1,66E+08	8,10E+06	2,08E+08	2,65E+07
12	2,78E+08	1,26E+07	1,71E+08	3,48E+07
15				
20				
25	5,94E+08	1,11E+07	1,60E+08	

Annexe N- H

Données brutes de l'effet-dose du phosphate sur l'adhésion des bactéries à la goethite

Pour $T_c = 1h$

bact/ml				%
4,15E+08	2,40E+07	1,99E+08	100	19,79
4,45E+08	1,91E+07	1,69E+08	85,16	18,3
5,24E+08	3,04E+07	9,03E+07	45,42	19,81
5,74E+08	6,36E+06	4,03E+07	20,27	15,11
5,75E+08	6,36E+06	3,93E+07	19,77	15,11

Pour $T_c = 2h$

bact-libres	ccar-type	bact-fixées	%	ecart-type
bact/ml				%
4,10E+08	4,60E+07	2,04E+08	100	25,22
4,89E+08	1,56E+07	1,25E+08	61,09	17,18
5,56E+08	3,39E+07	5,78E+07	28,29	20,1
5,60E+08	3,96E+07	5,03E+07	26,33	21,07
5,64E+08	2,47E+07	5,03E+07	24,62	18,39