

Université du Québec
INRS-Institut Armand-Frappier

**Évaluation de l'enlèvement des micro-organismes pathogènes
et des germes indicateurs présents dans les eaux usées lors d'un
traitement physico-chimique suivi d'une désinfection aux U.V.**

Par
Simon Paquette

Mémoire présenté
pour l'obtention du grade de
Maître en science (M.sc.)
en microbiologie

Jury d'évaluation

Examineur interne

Richard Villemur
INRS-IAF

Examineur externe

Denis Brouillette
Ministère de l'Environnement
du Québec

Directeur de recherche

Pierre Payment
INRS-IAF

© droits réservés de (*Simon Paquette*), 2004

4.4	Coliphages	64
4.4.1	Préparation des souches bactériennes.....	65
4.4.2	Préparation du milieu 2X TSA nécessaire à la croissance des coliphages	65
4.4.3	Énumération des coliphages	66
4.5	Parasitologie	67
4.5.1	Concentration des parasites	67
4.5.2	Purification	68
4.5.3	Identification par réaction d'immunofluorescence directe	69
4.5.4	Énumération des kystes et des oocystes	69
4.5.5	Test de l'efficacité de la méthode de concentration et purification des parasites	70
4.6	Virologie.....	71
4.6.1	Lignée cellulaire	71
4.6.2	Culture cellulaire	72
4.6.3	Récupération des virus.....	73
4.6.4	Premier passage sur culture cellulaire	74
4.6.5	Deuxième passage sur culture cellulaire.....	75
4.6.6	Détection des virus par réaction immunoperoxydase indirecte.....	75
4.6.7	Évaluation du titre virale par calcul du nombre le plus probable d'unités infectieuses par litre (NPPUI/L)	77
4.6.8	Test de l'efficacité de la méthode de récupération	78
Résultats.....		81
5.1	EFFICACITÉ DES MÉTHODES	81
5.2	EFFET DES DÉBITS HORAIRES SUR LA DISTRIBUTION DES MICRO-ORGANISMES	84
5.3	CARACTÉRISTIQUES DES DIFFÉRENTS TYPES D'EAU	86
5.3.1	Eau d'égout.....	86
5.3.2	Effluent du traitement physico-chimique	88
5.3.3	Effluent de la désinfection UV	90
5.4	EFFICACITÉ DES DIFFÉRENTS TRAITEMENTS	92
5.4.1	Traitement physico-chimique	92
5.4.2	Désinfection UV	94
5.4.3	Efficacité de la station	94
5.4.4	Variabilité de l'efficacité de réduction de la station.....	96
5.4.5	Enlèvement	97
5.5	ANALYSES STATISTIQUES.....	98
5.5.1	Corrélation entre le dénombrement des indicateurs mesurés et les micro-organismes pathogènes	98
5.6	RESPECT DES EXIGENCES DE REJET À LA RIVIÈRE.....	100
5.6.1	Exigence de rejet hivernal	100
5.6.2	Exigence de rejet estival	102

Discussion	104
6.1 RESPECT DES EXIGENCES DE REJET À LA RIVIÈRE.....	104
6.2 EFFET DES DÉBITS HORAIRES SUR LA DISTRIBUTION DES MICRO-ORGANISMES	105
6.3 NOMBRE DE MICRO-ORGANISMES RETROUVÉS DANS LES EAUX USÉES	106
6.3.1 Les bactéries indicatrices de l'efficacité du traitement.....	106
6.3.2 Les coliphages	107
6.3.3 Parasites protozoaire - <i>Giardia lamblia</i> et <i>Cryptosporidium parvum</i>	108
6.3.4 Virus entériques humains cultivables	110
6.4 EFFICACITÉ DES DIFFÉRENTS TRAITEMENTS EN PLACE À LA STATION D'ÉPURATION POUR RÉDUIRE LES MICRO- ORGANISMES MESURÉS.....	112
6.4.1 Traitement physico-chimique	112
6.4.2 Désinfection par rayons ultraviolets	114
6.5 UTILISATION DES INDICATEURS D'EFFICACITÉ DE TRAITEMENT ...	118
Conclusion.....	120
Remerciements	122
Bibliographie.....	123
Annexe 1	132
Annexe 2	133
Annexe 3	134
Annexe 3 (suite)	135
Annexe 3 (suite)	136

Liste des Tableaux

TABLEAU I:	Liste partielle des virus entériques humains	18
TABLEAU II :	Comparaison de l'inactivation par les rayons UV de différents micro-organismes ayant une importance en santé publique	49
TABLEAU III:	Dilutions des fractions et aliquotes utilisés sur les cellules	79
TABLEAU IV:	Efficacité de la méthode de récupération des virus entériques humains cultivables par floculation organique et centrifugation	83
TABLEAU V:	Efficacité de la méthode de récupération des parasites protozoaires	83
TABLEAU VI:	Pourcentage de positivité des micro-organismes mesurés selon le type d'eau analysé	87
TABLEAU VII:	Sommaire des résultats des analyses effectuées sur l'affluent de la station d'épuration de Fabreville	87
TABLEAU VIII:	Sommaire des résultats des analyses effectuées sur l'effluent du traitement physico-chimique	89
TABLEAU IX:	Sommaire des résultats des analyses effectuées sur l'effluent de la désinfection UV	91
TABLEAU X:	Sommaire des résultats de l'enlèvement des micro-organismes mesurés à l'effluent du traitement physico-chimique	93
TABLEAU XI:	Sommaire des résultats de l'enlèvement des micro-organismes mesurés à l'effluent de la désinfection UV	95
TABLEAU XII:	Sommaire des résultats de l'enlèvement des micro-organismes mesurés à l'effluent de la station d'épuration de Fabreville	95
TABLEAU XIII:	Corrélation entre le dénombrement des différents micro-organismes indicateurs, <i>Giardia lamblia</i> et les virus selon le traitement appliqué	99

Liste des Figures

FIGURE 1: Débit à l'affluent de la station d'épuration d'Auteuil pour le mois de juillet 2002	85
FIGURE 2: Variation horaires des micro-organismes indicateurs observés à la station d'épuration d'Auteuil entre le 12 et 19 juillet 2001	85
FIGURE 3: Graphique de l'efficacité moyenne mensuelle de la station à réduire les micro-organismes mesurés	96
FIGURE 4: Graphique de l'enlèvement moyen des micro-organismes à la station d'épuration de Ville de Laval (Fabreville)	97
FIGURE 5: Comparaison du traitement physico-chimique (a) et de la désinfection UV (b) pour l'atteinte de l'exigence de rejet hivernal pour les coliformes thermotolérants (4000 ufc de coliformes/100ml)	101
FIGURE 6: Comparaison du traitement physico-chimique (a) et de la désinfection UV (b) pour l'atteinte de l'exigence de rejet estival pour les coliformes thermotolérants (500 ufc de coliformes/100ml)	103

Sommaire

Le Programme d'assainissement des eaux du Québec a permis de doter la majorité des municipalités du Québec de stations d'épuration de leurs eaux usées. Plusieurs types de traitement sont utilisés pour traiter ces eaux: étangs aérés, procédés physico-chimiques avec ou sans biofiltration, boues activées. Le Ministère de l'Environnement fixe des objectifs de rejet (OER) qui servent à la conception des stations d'épuration. À partir de ces objectifs de rejet, le Ministère des Affaires Municipales du Sport et des Loisirs (MAMSL) fixe des exigences de rejet selon le traitement mis en place. Ces exigences de rejet portent principalement sur la réduction de la matière organique, de la matière en suspension et du phosphore. Lorsque les rejets de ces stations affectent des zones à vocation récréo-touristique ou des prises d'eau potable, une désinfection est ajoutée et une exigence de rejet est ajoutée. Le paramètre de contrôle est la mesure des coliformes thermotolérants (fécaux) (Payment, 2003). L'élimination des microorganismes pathogènes par ces stations d'épuration n'a toutefois jamais été étudiée.

Durant six mois, la présence et l'enlèvement des micro-organismes pathogènes et de bactéries indicatrices de l'efficacité du traitement ont été étudiés à la station d'épuration du secteur Fabreville de la ville de Laval. Cette station utilise un traitement physico-chimique suivi d'une désinfection UV. Le traitement physico-chimique nécessite une attention particulière puisque la majorité des eaux usées québécoises sont traitées ainsi.

Le nombre de micro-organismes pathogènes et indicateurs est élevé à l'affluent de la station. Le traitement physico-chimique permet une réduction d'environ 90% des bactéries indicatrices, 89% des coliphages et près de 82% des virus entériques humains cultivables. Le parasite *Giardia lamblia* est le micro-organisme le plus efficacement enlevé par ce traitement (97%) à cause de sa dimension plus importante que les autres.

La désinfection UV permet une réduction de 99% des coliformes et des coliphages somatiques et réduit de 95% les coliphages F-ARN. Il élimine toutefois moins efficacement les bactéries sporulantes (62%) et les virus (69%).

En général, la station respecte ses exigences de rejet, mais un nombre significatif de micro-organismes pathogènes est toujours présent dans l'effluent de la station. De plus, la désinfection est le seul moyen pour atteindre les objectifs fixés.

Introduction

Le Québec, comme partout au Canada et dans le monde entier, a reconnu depuis longtemps l'impact négatif des rejets d'eaux usées industrielles et sanitaires. Au cours des dernières décennies, il s'est doté d'ouvrages d'assainissement des eaux qui ont permis de réduire de façon significative le niveau des polluants chimiques et de la matière organique rejetée dans les eaux. Toutefois, l'efficacité de ces différents traitements pour l'enlèvement des micro-organismes pathogènes (virus, bactéries et parasites), qui sont présents en grand nombre dans les eaux usées, n'est que très mal connue. Pourtant, ce sont ces micro-organismes qui sont la principale source de risques pour les baigneurs, les consommateurs de mollusques et pour les populations s'y approvisionnant en eau de consommation.

Dans le but de mieux connaître les effets des différents traitements sur les micro-organismes pathogènes, une station d'épuration implantée sur la rivière des Mille Îles, située sur la rive nord de Montréal, a été choisie pour fin d'étude. Cette station utilise un procédé physico-chimique pour traiter ses eaux usées. Ce procédé nécessite une attention particulière puisque la majorité des eaux usées de la population du Québec sont traitées ainsi (MAMM-SOMAE, 2003). De plus, cette station effectue une désinfection après le traitement primaire. Comme le Québec a fait le choix de ne pas utiliser le chlore comme agent désinfectant pour les eaux usées, cette station d'épuration a adopté un système de désinfection aux rayons ultraviolets. L'efficacité de ce traitement de désinfection pour l'élimination des micro-organismes pathogènes n'a pas été validée dans cette station et dans aucune autre sur le territoire.

Le présent projet a comme objectif de mesurer le dénombrement et l'efficacité d'élimination des micro-organismes indicateurs et pathogènes pour chaque étape de traitement en place à l'intérieur de la station d'épuration.

Revue de la littérature

1. LES EAUX USÉES

La plupart des collectivités emploient une bonne partie de leur réserve d'eau pour éliminer certains déchets des habitations, des endroits publics, des bâtiments commerciaux et des usines. Cette eau devient, après son utilisation par l'humain, chargée de matière organique et minérale à l'état dissous ou en suspension, de substances nutritives (azote et phosphore), de détergents, de métaux toxiques et de micro-organismes (Bitton, 1999). Cette eau est alors dite usée et ne peut plus être rejetée au cours d'eau telle qu'elle est.

L'eau usée est constituée d'eau à plus de 99,9% et de 0,1% de matières solides. Plusieurs contaminants retrouvés dans les rejets peuvent nuire à la qualité des plans d'eau récepteurs. Par exemple, ils peuvent causer un phénomène d'eutrophisation ou encore provoquer une altération à l'odeur et à la couleur de l'eau. De plus, dans certains cas, les conditions peuvent être dangereuses pour l'humain comme par exemple pour la baignade et pour l'approvisionnement en eau de consommation. Il y a donc intervention gouvernementale afin d'assurer que les eaux usées soient traitées de façon à réduire la quantité des contaminants à des niveaux jugés acceptables.

1.1 Origine des eaux usées

Les eaux usées peuvent être de nature domestique, industrielle ou pluviale.

Les eaux domestiques proviennent principalement des habitations, des commerces et des endroits publics. Elles sont constituées des eaux résiduaires provenant de la cuisine, de la salle de bain et de la salle de lavage. Les eaux provenant de la cuisine contiennent souvent des déchets alimentaires, de l'eau de vaisselle et des aliments broyés. Les eaux résiduaires provenant de la lessive sont des eaux contenant surtout de la saleté et des détergents. Les eaux résiduaires des salles de bain, sont les eaux utilisées pour le bain, le lavage des mains et le brossage des dents. Les eaux provenant de la toilette sont aussi des eaux usées domestiques mais, c'est dans ces eaux que sont retrouvés des micro-organismes pathogènes.

Les eaux d'origine industrielle sont toutes les eaux usées provenant de locaux utilisés à des fins commerciales ou industrielles. Chaque procédé industriel considéré est caractéristique et il émet le plus souvent un effluent contenant des matières brutes, des produits intermédiaires, des produits finis et des sous-produits particuliers.

Les eaux de pluie ou de la fonte des neiges s'écoulant dans les réseaux unitaires proviennent du ruissellement accompagnant les précipitations.

En zone agricole, l'eau de surface peut aussi être contaminée par les eaux de lessivage des terres agricoles. Cette eau contient beaucoup de nutriments et de micro-organismes provenant des excréments des animaux, des fumiers épandus, des fertilisants et des pesticides employés.

Différents ouvrages de collecte et traitement des eaux usées ont été installés un peu partout au Québec. Dans certains endroits, des égouts séparés ont été installés ce qui permet de traiter seulement les eaux domestiques et de rejeter les eaux pluviales dans un cours d'eau. Dans d'autres circonstances les égouts sont combinés. C'est la situation retrouvée sur l'île de Montréal. Ce système peut toutefois causer problème lors de grande

pluie. À cause d'un manque de capacité dans les différents réseaux unitaires, une grande quantité d'eau usée est directement rejetée à la rivière sans même passer à la station de traitement des eaux usées.

1.2 Risque pour la santé

Dans une population donnée, les eaux domestiques sont assez uniformes en ce qui a trait à leurs caractéristiques chimiques, physiques et biologiques (Payment, 1991). Cependant, il peut exister des variations considérables d'une collectivité à l'autre, souvent à cause de différences dues à l'emplacement géographique, au climat, aux conditions socio-économiques et à l'état de santé de la population.

Les matières fécales sont la principale source de matière solide et biologique des eaux usées. Les fèces humaines renferment plusieurs micro-organismes comme des bactéries, des protozoaires et des virus, et ceux-ci peuvent être présents en grand nombre. Les eaux usées contiennent entre 10^5 à 10^8 micro-organismes/ml (Association québécoise des techniques de l'eau (AQTE), 1985). Plusieurs de ces micro-organismes sont pathogènes pour l'humain. Dès qu'ils quittent un organisme hôte, les pathogènes et les parasites perdent graduellement de leur vitalité et de leur pouvoir infectieux. Cette perte d'activité est généralement exponentielle et un pathogène devient indétectable au bout d'une certaine période. Les pathogènes à faible persistance doivent trouver rapidement un nouvel hôte. Un mode de transmission souvent observé est un mode fécal-oral ayant l'eau comme intermédiaire. Étant donné que la contamination fécale subit une dilution rapide dans les eaux de surface, les principaux pathogènes et parasites transmis par l'eau sont ceux qui ont un fort pouvoir infectieux ou qui restent longtemps virulents en dehors de l'organisme. Le risque de contracter des maladies est donc élevé pour des zones récréatives et pour les populations s'approvisionnant en eau de consommation produite par une usine de filtration située près d'un site de rejet d'eau usée (Bitton, 1999). En effet, les usines de filtration présentement en opération au Québec ne sont pas capables

d'éliminer tous les micro-organismes pathogènes que l'on retrouve dans l'eau brute qui entre à l'usine (Payment et al., 1997).

De plus, si de la nourriture est contaminée par de l'eau contenant des micro-organismes pathogènes ou si une personne sensible est infectée par des micro-organismes hydriques puis infecte d'autres personnes par contact, le rôle initial de l'eau peut passer inaperçu.

Chaque personne infectée ou malade est en mesure d'influencer la composition biologique des eaux usées. Les micro-organismes pathogènes rejetés dans les selles font maintenant partie de la composition des eaux usées sanitaires.

Les mesures visant à améliorer l'approvisionnement en eau, l'assainissement et l'hygiène sont donc étroitement liés à la lutte contre la maladie dans une communauté.

1.3 Micro-organismes pathogènes présents dans les eaux usées

La mise en évidence, dès le XIXe siècle, du rôle de l'eau dans la transmission des maladies infectieuses graves, a entraîné une étroite surveillance de la pollution la plus commune, soit celle produite par les déjections humaines et animales. Les pollutions fécales peuvent introduire une variété importante d'organismes intestinaux pathogènes (bactéries, parasites, virus) dans l'eau. Ces organismes causent des maladies comme les gastro-entérites qui peuvent être bénigne pour les membres d'une population en santé, mais représente un risque élevé pour les personnes immunosupprimés, les jeunes enfants et les personnes âgées.

1.3.1 Les bactéries pathogènes

1.3.1.1 *Salmonella*

Le genre bactérien *Salmonella* fait parti des entérobactéries qui sont largement retrouvée dans l'environnement. Ce groupe inclus plus de 2000 sérotypes et il représente le pathogène d'origine bactérien le plus prédominant dans les eaux usées (8000 organismes/100ml) (Feachem et al., 1983). Aux États-Unis, des études estiment qu'il y a entre 2 et 4 millions de cas d'infections par année et à tout moment, approximativement 0,1% de la population excrète cette bactérie. Elle peut aussi être excrétée par des porteurs asymptomatiques ou des animaux et est considérée comme un risque majeur pour la santé. L'ingestion de seulement 15 à 20 cellules peut mener à une fièvre et une gastro-entérite (Bad bug book). Toutefois, la dose peut être variable dépendamment de l'âge et de l'état de santé de l'hôte ainsi que de l'espèce en cause. Les désagréments de cette maladie sont surtout associés à une consommation d'eau contaminée ou à des activités nautiques en eaux peu épurées contenant *Salmonella typhi* (Bitton, 1999; Desmonts, 1990; Evinson, 1988).

1.3.1.2 *Shigella*

Tout comme *Salmonella*, on retrouve toujours la bactérie *Shigella* dans les eaux usées. Le risque pour la santé est associé à la consommation d'eau contaminée et à l'utilisation des eaux récréatives insuffisamment traitées (Evinson, 1988; Morinigo et al., 1990).

La dose infectieuse est relativement faible soit près de dix organismes. Cette bactérie cause 300 000 cas d'infections par année aux États-Unis. Une personne malade peut excréter dans ses fèces jusqu'à 10^9 particules/g qui vont se retrouver dans les eaux résiduaires domestiques. Cette bactérie est cependant transmise le plus souvent par contact direct, mais des cas de transmission par l'eau ont été répertoriés (Bitton, 1999).

1.3.1.3 *Escherichia coli*

Plusieurs souches de *E. coli* ont été décrites. Ces dernières sont retrouvées dans le tractus gastro-intestinal des humains et des animaux à sang chaud. Approximativement 2-8% des *E. coli* présents dans l'eau sont entéropathogènes et peuvent ainsi causer des gastro-entérites. (Bitton, 1999). L'eau et la nourriture contaminée sont les moyens de transmission les plus importants. La dose infectieuse minimale est relativement élevée soit 10^6 - 10^9 organismes. Toutefois, moins de 10 cellules de la souche O157:H7 peuvent causer une infection grave voire mortelle. Cependant, seulement quelques cas isolés sont dénombrés à chaque année (Bad bug book, 2002, <http://vm.cfsan.fda.gov/~mow/intro.html>). Toutefois, en mai 2000, quelque 2 000 des 5 000 habitants de Walkerton, une municipalité située dans une zone rurale du sud de l'Ontario, ont souffert de diarrhée, de nausée et de crampes stomacales après avoir consommé l'eau du robinet. Parmi ceux-ci sept personnes en sont décédées dont six adultes âgés entre 56 et 69 ans ainsi qu'un enfant. L'eau des puits a été contaminée par des excréments de bovins infectés par la souche O157:H7. Un ensemble de circonstances malheureuses ont concouru à provoquer cette éclosion d'une ampleur considérable : des pluies abondantes, qui ont entraîné des inondations; la présence dans l'environnement de *E. coli* O157:H7 et un puits vulnérable à la contamination par les eaux de surface (Santé Canada, 2000).

1.3.1.4 *Yersinia*

Yersinia enterocolitica ainsi que d'autres espèces de *Yersinia* ont été détectées dans les eaux usées. Certaines d'entre elles se sont révélées virulentes (Ziegert et Diesterweg, 1990). Ces bactéries sont responsables d'une gastro-entérite. Les animaux sauvages et domestiques en sont des réservoirs importants.

Cet organisme est résistant au froid. Il peut se multiplier à des températures aussi basse que 4°C et c'est même dans les mois les plus froids que l'on peut l'isoler en plus grande quantité. Il ne semble avoir aucune corrélation avec les indicateurs bactériens

traditionnels (Wetzler et al., 1979). Cette bactérie a été isolée dans des effluents d'eaux usées, dans l'eau de rivière et dans l'eau potable (Meadows et Snudden, 1982; Stathopoulos et al., 1990; Wetzler et al., 1979).

1.3.1.5 *Campylobacter*

Campylobacter jejuni et *Campylobacter coli* sont des pathogènes reconnus qui sont retrouvés régulièrement dans l'eau à des fréquences plus élevées en automne et en hiver (Bitton, 1999). *C. jejuni* est la cause principale des maladies d'origine bactérienne causant une diarrhée. Elle cause plus de cas que les espèces *Shigella* et *Salmonella* combinées (Bab bug book, 2002).

Cette bactérie peut être transmise à l'humain par de l'eau contaminée. La dose infectieuse de ce pathogène est estimée à 500 bactéries, mais il est probable que seule une dose massive présente dans de l'eau ou de la nourriture contaminée pourrait évoluer en maladie (Jacob et al., 1990; Jones et al., 1990).

1.3.1.6 *Leptospira*

Leptospira est transmis à l'homme par contact indirect avec l'eau et le sol contaminé par les urines d'animaux infectés. La baignade en eau contaminée est donc un risque majeur d'infection (Craun, 1986). Les leptospires pénètrent dans l'organisme par voie transcutanée (blessures, peau macérée) ou au travers des muqueuses (oeil, nez, gorge). Il peut causer une infection rénale (Sterritt et Lester, 1988). Ce pathogène ne produit toutefois pas d'inquiétude majeure puisqu'il apparaît difficile pour lui de survivre dans les eaux usées (Rose, 1986).

1.3.2 Virus entériques humains

Des virus entériques humains et animaux sont retrouvés en grand nombre dans des eaux usées contaminées par des matières fécales. Plus de 140 types de ces virus sont répertoriés dont les Adénovirus, l'Hépatite A, Poliovirus, Réovirus et Rotavirus (voir tableau I) (Bitton, 1999). Tous les virus humains sont considérés pathogènes pour l'humain. Ils peuvent causer des infections symptomatiques ou asymptomatiques. Les virus ne peuvent se multiplier à l'extérieur de leur hôte; ils sont des parasites obligatoires. Leur présence dans les eaux usées d'une communauté reflète donc la présence d'infection virale dans la population (Bitton, 1999). Le nombre de virus retrouvés dans les eaux sanitaires est dépendant du nombre de virus en circulation dans la population, du nombre d'individus infectés, des saisons et de la température de l'eau (Payment, 1993). En effet, il est estimé que la quantité de virus d'origine humaine varie de façon saisonnière avec un sommet durant la fin de l'été et le début de l'automne et est le reflet direct avec le moment de l'année où le taux d'infection est le plus haut et spécialement chez les enfants (Berg, 1966; Payment et al., 1997). Différentes études démontrent des concentrations de 10^6 particules virales par litre d'eau usée (Bitton et al., 1985; Payment et Armon, 1989). Les entérovirus, qui représentent une grande proportion des virus entériques humains, ont une concentration de 10^3 - 10^4 particules par litres d'eaux usées (Payment, 1991).

Tableau I: Liste partielle des virus entériques humains

Groupes	Espèces
Enterovirus	Poliovirus Coxsackievirus A Coxsackievirus B Echovirus Enterovirus (68-71) virus de l'Hépatite A
Reovirus	
Rotavirus	
Adenovirus	
Norwalk agent (calcivirus)	

La dose minimale infectieuse est plus faible (1-100) (Bad bug book, 2002) que la majorité des bactéries pathogènes (10^2 - 10^6) et les modes de transmission les plus fréquents sont fécal-oral et par contact direct. Toutefois, il est possible que les virus se transmettent directement par l'eau (eau consommation, eau récréative, aérosols) ou indirectement via de la nourriture contaminée (fruits de mer, légumes). Toutefois, le rôle de l'eau comme voie de transmission est incertain pour plusieurs virus exceptés pour les virus de l'hépatite A et E (Bloch et al., 1990; Rosenblum et al., 1990), Coxsackievirus B5, virus Norwalk et les rotavirus qui ont été impliqués dans des épidémies hydriques (Craun, 1986 et 1990). Les virus sont identifiés comme étant responsables de 4,7% à 11,8% des épidémies d'origine hydrique (Craun 1988). Les virus sont probablement les facteurs de risques pour la santé les plus importants retrouvés dans les eaux usées (Payment, 1991). L'une des raisons est leur plus grande résistance aux traitements et à la désinfection que les bactéries indicatrices utilisées.

Le problème rencontré avec la détection des virus entériques dans l'eau provient de la difficulté à mettre en culture ces micro-organismes (Berg, 1983b; Gerba and Goyal,

1982). Bien que plusieurs lignées cellulaires avec des caractéristiques bien différentes soit disponibles afin d'isoler le plus grand nombre de virus possibles, certains virus ne peuvent croître sur aucune d'entre elles (Payment, 1991). Pour détecter les virus cultivables, certaines lignées comme Véro, BSC-1, BGM et MA-104 peuvent être utilisées pour la mise en évidence d'un effet cytopathique (Payment et Trudel, 1987). Cependant, certains virus vont causer la déformation des cellules et d'autres non (Payment et Trudel, 1987). La lignée cellulaire MA-104 quant à elle, peut aussi supporter la croissance des virus entériques qui ne démontrent pas d'effet cytopathique. La présence des virus à l'intérieur des cellules peut par la suite être démontrée par une réaction immunoenzymatique.

Depuis quelque temps, les techniques de biologie moléculaire tendent à vouloir remplacer les méthodes en culture cellulaire. Les méthodes par la réaction de polymérase en chaîne (PCR) ou la RT-PCR (détection du génome viral à ARN) peuvent être utilisées pour la détection de certains virus qui ne peuvent croître en culture cellulaire ou qui se multiplient difficilement. Ces techniques sont rapides, sensibles, spécifiques et quantitatives (Metcalf et al., 1995). Toutefois, l'efficacité de ces techniques est variable puisque ces méthodes tendent à surestimer le nombre de virus après la désinfection au UV, car elle ne permettent pas de distinguer les virus infectieux et ceux qui sont inactivés (Metcalf et al., 1995). De plus, l'efficacité de ces méthodes dépend de la pureté de l'échantillon. Les eaux usées contiennent des substances inhibitrices potentielles, dont la matière organique, qui peuvent interférer lors du déroulement de la technique (Metcalf et al., 1995).

1.3.3 Parasites protozoaires

Un grand nombre de parasites pathogènes peuvent être présents dans les eaux usées. Parmi eux, il y a certains protozoaires. Lorsque l'environnement leur est défavorable ceux-ci vont se retrouver sous forme de kyste pour survivre. Toutefois, en

présence de conditions propices, les trophozoïtes vont être libérés et vont pouvoir se multiplier. Ces conditions favorables sont particulièrement retrouvées à l'intérieur du corps humain ce qui peut entraîner l'émergence de maladies. Récemment les protozoaires qui sont le plus souvent associés avec des maladies d'origine hydrique sont *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* (Bitton, 1999). Ils sont associés à plusieurs épidémies et sont retrouvés dans plusieurs eaux.

Giardia est actuellement le protozoaire intestinal pathogène le plus répandu au Canada et aux États-Unis. Toutefois, *Cryptosporidium*, un protozoaire récemment reconnu, pourrait avoir la même importance que *Giardia* (Bitton, 1999). En 1990, le nombre d'épidémie d'origine hydrique au Canada était de 20, mais celles-ci ont triplées depuis lors (Santé Canada, 2022). La plupart de ces épidémies étaient dues à *Giardia*, mais une éclosion causée par *Cryptosporidium* a été rapportée pour la première fois au Canada en 1993. Cette même année, une des plus importantes éclosions de cryptosporidiose à Milwaukee (Wisconsin, E-U). La maladie a frappé environ 400 000 personnes dont 4 000 ont dû être hospitalisées et une centaine en sont décédées. Les décès ont été observés principalement chez les personnes immunodéprimées. La cryptosporidiose a coûté des millions de dollars à la collectivité et de nombreuses poursuites judiciaires sont toujours en cours (Bitton, 1993).

Ces deux infections se traduisent par des crampes abdominales, des diarrhées, des nausées, de la fatigue et une perte de poids, mais l'infection peut aussi être asymptomatique (Bitton, 1999).

Lorsque ces deux protozoaires se retrouvent à l'extérieur de leur hôte, ils vont former des kystes de 8-12 μm de long et 7-10 μm de largeur pour *Giardia* et des oocystes de 5-6 μm pour *Cryptosporidium* dans le but de résister aux conditions difficiles. C'est sous cette forme qu'ils sont résistants aux différents traitements, mais aussi c'est l'ingestion de ceux-ci qui peut causer la maladie (Bitton, 1999).

Les eaux usées sont une source significative de protozoaires pathogènes, mais les animaux sauvages et domestiques aussi. L'ingestion de 1 à 100 kystes viables de *Giardia* et d'environ 1 à 10 oocystes de *Cryptosporidium* est la dose minimale infectieuse (Bade bug book). Une personne porteuse contribue à la dispersion en relâchant $1-5 \times 10^6$ kystes/g. de fèces ou jusqu'à 10^9 oocystes par jour. Il est estimé, grâce à des tests sérologiques, que 80% de la population a déjà fait une cryptosporidiose (Bade bug book, 2002).

Les épidémies causées par ces deux parasites sont associées à la consommation d'eau non traitée ou insuffisamment traitée (ex. : interruption de la désinfection) (Bitton, 1999). *Giardia lamblia* a été retrouvé en nombre de 10^2-10^4 kystes/L d'eau usée (Sykora et al., 1991) et 10^2 /L d'eau traitée (Rose et al., 1988a et 1988b). Des échantillons prélevés dans plusieurs villes canadiennes ont toutefois révélé des concentrations pouvant atteindre près de 10^5 kystes/L, mais avec une majorité inférieure à 1000 kystes/L (Wallis et al., 1996).

Dans les eaux usées, des concentrations de 10^4 oocystes/L de *Cryptosporidium* ont été mesurées (Madore et al., 1987; Ongerth et Stibbs, 1987; Rose et al., 1986 et 1988a). Cependant, selon une étude canadienne, la présence de *Cryptosporidium* est estimée entre 1 et 120 oocystes/L d'eau usée (Wallis et al., 1996).

Les différences retrouvées entre les résultats des différentes études peuvent s'expliquer par une méthode de mise en évidence peu sensible. De plus, la détection possible d'indicateurs bactériens dans un échantillon ne représente pas une relation avec la présence de *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* (Rose et al., 1991).

1.4 Micro-organismes indicateurs de l'efficacité des traitements à enlever les micro-organismes pathogènes

Bien qu'il soit actuellement possible de détecter la présence de nombreux pathogènes dans l'eau, les méthodes d'isolement et d'énumération nécessitent beaucoup de temps, d'argent et du personnel de laboratoire qualifié. Il n'est donc pas possible d'analyser l'eau usée pour tous les organismes pathogènes. Il a donc été proposé d'utiliser des micro-organismes indicateurs qui sont souvent associés avec le déplacement des germes pathogènes. De plus, des critères ont été établis pour qu'un organisme soit utilisé comme indicateur :

1. L'indicateur doit être absent dans une eau non contaminée et présent quand une source de micro-organismes pathogènes est présente.
2. Il doit se retrouver en plus grand nombre que les pathogènes et doit se comporter de façon similaire aux micro-organismes pathogènes face aux conditions environnementales naturelles et celles retrouvées lors du traitement à l'usine.
3. Il doit être non-pathogène et ne doit pas se multiplier dans le milieu. Celui-ci doit aussi être facilement et rapidement isolé, identifié et énuméré par une méthode peu dispendieuse. (OECD-WHO, 2003)

Toutes ces contraintes et critères ont mené à une approche plus judicieuse qui est d'utiliser des organismes normalement présents dans les fèces humaines et d'autres animaux à sang chaud comme indicateurs de pollution fécale. La présence de tels organismes indique qu'il est envisageable de trouver des particules de matière fécale, et donc la possibilité de trouver des organismes intestinaux pathogènes (Bitton, 1999). Toutefois, ce ne sont pas tous les indicateurs qui sont d'origine fécale, par exemple certains coliformes thermotolérants (*Klebsiella* et *Citrobacter*) et certains bactériophages.

1.4.1 Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA)

Les BHAA représentent les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives qui utilisent la matière organique comme source de carbone et d'énergie. Leur nombre va dépendre de la composition du milieu, de la période d'incubation (1-7 jours) et de la température d'incubation (20-35°C) (Bitton, 1999). Ce groupe inclut des bactéries gram négative qui appartiennent aux genres suivants: *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Klebsiella*, *Flavobacterium*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Serratia*, *Acinetobacter*, *Proteus*, *Alcaligenes* et *Moraxella*. Plusieurs membres de ce groupe sont des pathogènes opportunistes (*Aeromonas* et *Flavobacterium*), mais peu est connu sur les effets que pourrait avoir un grand nombre de BHAA pour la santé humaine (Bitton, 1999). Les BHAA cultivables qui peuvent être retrouvées dans les eaux usées sont suggérées comme étant l'indicateur le plus sensible de l'enlèvement et de l'inactivation des pathogènes microbiens (Bitton, 1999). Étant donné qu'ils représentent un très vaste ensemble de genre bactériens présent dans les eaux usées, l'abattement des BHAA peut laisser sous entendre l'élimination de plusieurs pathogènes (Bitton, 1999). De plus, le compte des bactéries aérobies sporulantes permet une évaluation du traitement effectué de part leur résistance à être inactivée (Organisation for economic co-operation and development (OECD-WHO, 2003).

1.4.2 Coliformes totaux

Ce groupe est composé de bactéries gram négatives aérobie ou anaérobie facultative qui ne peuvent pas former de spores. Les membres de ce groupe sont caractérisés par leur capacité à fermenter le lactose en moins de 48 heures à 35°C avec production de gaz (APHA, 1989). Ce groupe est représenté par *Escherichia coli*, *Enterobacter*, *Klebsiella* et *Citrobacter*. Les coliformes totaux sont émis en grande quantité dans les fèces humaines et animales (2×10^9 coliformes/jour/personne) (Bitton, 1999). Toutefois, ce groupe bactérien ne peut être considéré comme indicateur de pollution fécale puisque certaines bactéries de ce groupe ne proviennent pas systématiquement du tractus intestinal. De plus,

ils sont plus sensibles aux facteurs de l'environnement et à la désinfection que les virus et les protozoaires (Bitton, 1999).

1.4.3 Coliformes thermotolérants

Les coliformes thermotolérants renferment tous les coliformes qui fermentent le lactose à 44.5°C avec une production de gaz. Ce groupe inclus des bactéries tels que *E. coli* et *Klebsiella pneumoniae*. Entre 10^6 et 10^8 coliformes thermotolérants sont retrouvés par litre d'eau usée (Payment, 1991). Leur présence laisse fortement présager l'existence d'une contamination fécale provenant de l'humain ou des animaux à sang chaud car dans la plupart des cas, les concentrations de coliformes thermotolérants sont directement liées à celles d'*E. coli*. De plus, leur mise en évidence dans l'eau n'est pas la preuve de la présence de pathogènes, mais elle permet de la suspecter fortement.

D'autres espèces du groupe des coliformes thermotolérants (p. ex., *Klebsiella pneumoniae* et *Enterobacter cloacae*) ne proviennent pas exclusivement des matières fécales, mais sont présentes naturellement sur la végétation et dans le sol (Bitton, 1999). La résistance des coliformes thermotolérants face à la désinfection est toutefois plus faible que pour plusieurs pathogènes. Les virus et les parasites sont généralement plus résistants que les coliformes thermotolérants au traitement effectué pour assainir l'eau. Certaines études ont démontré qu'une eau sans coliforme peut contenir des virus et des parasites. (Payment et Armon 1989, Smith et Smith, 1990). De plus, les coliformes thermotolérants ne représentent pas un indicateur idéal puisqu'il peut y avoir recroissance de ceux-ci dans l'eau usée ou traitée lorsque certaines conditions appropriées sont retrouvées (Bitton, 1999).

1.4.3.1 *Escherichia coli*

Parmi les coliformes thermotolérants, *E. coli* est l'espèce la plus souvent retrouvée (80-95% de la population) (Payment, 1991). Plusieurs souches de *E. coli*, dont un grand nombre sont inoffensives, sont retrouvées dans le tractus gastro-intestinal de l'humain et des animaux à sang chaud (Bitton, 1999). Toutefois, certaines souches de *E. coli* peuvent contenir des facteurs de virulence et causer une diarrhée. Il est possible de retrouver jusqu'à 1 milliard de bactéries/g de matière fécale fraîche (Bitton, 1999). Il est un indicateur d'une récente pollution fécale puisque cette bactérie est généralement incapable de croître dans l'eau ou dans un environnement autre que l'intestin (Ericksen et Dufour, 1986).

1.4.4 Entérocoques

Il a été reconnu récemment que le genre *Streptococcus* est en réalité composé de 3 genres distincts : *Streptococcus*, *Enterococcus* et *Lactococcus*. Ce développement des connaissances entraîne des changements de l'ancienne nomenclature des streptocoques fécaux qui ont été divisés en deux sous-groupes, les enterocoques et les non-enterocoques. Le sous-groupe des enterocoques est désormais considéré comme un nouveau genre dans la nomenclature bactérienne, celui des *Enterococcus*. Le sous-groupe des non-entérocoques demeure avec le genre *Streptococcus*.

Les entérocoques sont présents dans le tractus gastro-intestinal de l'humain et des animaux à sang chaud. Ils peuvent être utilisés comme indicateur de pollution fécale et de l'efficacité de la désinfection, mais ne causent pas de risque majeur pour la santé (Payment, 1991). La présence des entérocoques d'origine fécale est généralement associée à celle des coliformes thermotolérants bien que les premiers persistent plus longtemps dans l'environnement, mais sans jamais s'y reproduire. Ce groupe a été suggéré comme indicateur de choix d'une pollution fécale pour les eaux récréatives (Olivieri, 1985; Evinson, 1988; Dufour, 1986).

1.4.5 *Clostridium perfringens*

Cette bactérie anaérobie gram positif représente seulement 0,5% de la microflore fécale. Toutefois, *Clostridium perfringens* est recommandé comme indicateur de la qualité de l'eau parce que ce genre possède la capacité de produire des spores qui sont très résistantes au stress environnemental et à la désinfection (Bitton, 1999). Leur nombre est estimé à près de 3.7×10^4 ufc/100 ml (Rose et al., 2001). De plus, cette bactérie a été suggérée comme indicateur de la présence de virus et de kystes de protozoaires (Payment et Franco, 1993). Il est aussi suggéré comme indicateur de la qualité des eaux récréatives (Fujioka, 1997). Toutefois, Chauret et al. (1995) qui ont étudié certaines rivières près d'Ottawa en 1995, n'ont retrouvé aucune corrélation entre *C. perfringens* et les protozoaires *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*.

1.4.6 Les bactériophages

Les bactériophages sont des virus qui envahissent les cellules bactériennes. Une grande variété est retrouvée dans les eaux usées. Leur concentration serait de 10^{10} particules par litre, mais seulement une fraction est détectée sur les souches bactériennes couramment utilisées (Payment, 1991).

L'emphase est surtout mise sur les coliphages, c'est-à-dire les bactériophages qui attaquent les bactéries du groupe des coliformes. Ces phages adhèrent aux bactéries par des sites récepteurs qui sont situés à différents endroits sur la bactérie hôte. Certains d'entre eux sont situés sur la paroi bactérienne ce qui les rend toujours disponibles peu importe que la cellule soit viable ou non (Grabow, 2001). Ces sites récepteurs sont caractéristiques pour le groupe des phages somatiques.

Les sites récepteurs pour les autres phages sont situés, par exemple, sur le pilus sexuel (pili F) provenant du plasmide F. Ce pilus est présent seulement si la bactérie hôte se retrouve en phase logarithmique de croissance ce qui peut se produire seulement si les conditions optimales de croissance sont présentes. Dans le cas d'*E. coli*, le pilus est produit seulement lorsque la température atteint 30°C (Grabow, 2001). Les phages caractérisés par ce mode de propagation sont les phages mâle-spécifiques.

Les conditions optimales pour la réplication des coliphages prévalent dans le tractus gastro-intestinal des humains et des animaux à sang chaud. Puisque les virus entériques humains qui sont retrouvés dans l'environnement proviennent exclusivement du tractus gastro-intestinal, les phages qui infectent les bactéries entériques comme *E. coli* ressemblent aux virus entériques par leur origine et par la voie par laquelle ils se retrouvent dans l'environnement. De plus, les coliphages ressemblent en plusieurs points aux virus entériques humains soit par leur composition, leur structure et leur morphologie. Par exemple, les coliphages F-ARN et les entérovirus tel poliovirus ont tous les deux une capsidie icosaédrique avec un diamètre de 25 nm et un génome composé d'un simple brin d'ARN. Leur résistance à la désinfection serait aussi semblable ainsi que leur incapacité à se multiplier dans l'environnement en particulier dans les eaux usées à cause de l'absence de conditions propices (Grabow, 1990; Havelaar. et al., 1993; Grabow, 2001).

Il a été suggéré d'utiliser les coliphages comme indicateur de pollution fécale ou comme modèle du comportement des virus durant le procédé de désinfection (Havelaar et Pot-Hogeboom, 1988; Havelaar et Nieuwstad, 1985) puisqu'ils sont plus faciles et plus rapidement détectables que les virus entériques dans un échantillon d'eau usée ou provenant de l'environnement (Bitton, 1980; Goyal et al., 1987). De plus, on retrouve dans l'eau usée 500 fois plus de coliphages somatiques que de virus entériques soit 10^5 et 10^8 ufp/L (Grabow, 2001). Le nombre de coliphages mâle-spécifiques dans l'eau usée est 100 fois plus élevé que celui des virus entériques. Il a donc été suggéré que s'il n'y a pas de coliphages, il ne devrait pas y avoir présence de virus entériques (Havelaar et Nieuwstad, 1985; IAWPRC, 1991).

Toutefois, même si les bactériophages qui infectent les coliformes se retrouvent associés avec la matière fécale, ils ne sont toutefois pas nécessairement spécifiques aux bactéries d'origine fécale (Payment, 1991). Ils peuvent infecter des bactéries non fécales comme *Enterobacter* et *Klebsiella*. De plus, un certain pourcentage de la population excrète en tout temps des coliphages, alors que les virus entériques humains sont seulement excrétés lors d'une infection durant quelques jours ou quelques semaines (Grabow et al., 1995). Ainsi, puisqu'il n'y a pas à ce jour de démonstration établissant une relation directe entre leur présence et un niveau de pollution fécale, certains auteurs hésitent à les considérer comme des indicateurs de pollution fécale (Havelaar et al., 1990; Morinigo et al. 1992 (dans Bitton 99)). Cependant, en étant des virus de bactéries qui peuvent être d'origine fécale et en ayant une période de survie plus longue que leur hôte, ils pourraient être utilisés comme indice de pollution bactérienne.

1.5 Les paramètres physico-chimiques des eaux usées

Les eaux usées étant généralement composées d'un mélange de corps chimiques, organiques et minéraux, l'utilisation de paramètres physico-chimiques est utilisée pour les caractériser. Les rejets contiennent entre autres de la matière organique biodégradable, des produits minéraux éliminés par l'organisme ainsi que des sels inorganiques. Ces éléments sont de bons indicateurs des différentes formes de pollution tels les rejets municipaux, les activités agricoles et certains types de rejets industriels (Bitton, 1999).

1.5.1 Débit des eaux usées

La connaissance du débit, c'est-à-dire le volume d'eau émis par unité de temps, est importante pour déterminer la quantité de polluant contenu dans les eaux rejetées. Le débit est exprimé en m^3/d ($m^3/jour$).

1.5.2 Demande en oxygène

La demande biologique en oxygène ou DBO₅ correspond à la quantité d'oxygène utilisée, pendant une période de cinq jours par les micro-organismes pour décomposer la matière organique (végétale, animale, etc.) et oxyder la matière inorganique (sulfures, sels ferreux, etc.) présente dans l'eau (Bitton, 1999). La demande biochimique en oxygène n'est pas elle-même un polluant, c'est une mesure de la pollution par la matière organique. Ce paramètre est utilisable soit pour quantifier la charge polluante organique de l'eau, soit pour évaluer l'impact d'un rejet sur le milieu naturel puisque toute matière organique biodégradable rejetée va entraîner une consommation d'oxygène au cours des procédés d'autoépuration. La demande biologique en oxygène est obtenue par un dosage électrométrique de la quantité d'oxygène consommée par les bactéries pour oxyder la matière organique sur une période de cinq jours d'incubation à 20°C (Ministère de l'Environnement du Québec (MENV), 2002). Elle est exprimée en milligrammes d'oxygène par litre (mgO₂/L).

Cette mesure étant longue et dépendante du cycle des bactéries, une technique plus rapide est de mesurer la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques par voie chimique (DCO). Cette mesure fait ainsi référence à la quantité d'oxygène consommée par les matières réductrices contenues dans l'effluent. La durée de la mesure est de deux heures.

En général, la DCO est plus élevée que la DBO. Cela tient du fait que les tests de la DBO₅ ne s'appliquent qu'à la quantité de matière organique pouvant être oxydée par l'appart microbien, tandis que le test de la DCO mesure un plus grand nombre de forme d'oxydation.

1.5.3 Les matières solides en suspension (MES)

Les substances chimiques, organiques et minérales font partie de la charge polluante des eaux usées et elles se retrouvent sous différentes formes. Par exemple, les sels inorganiques seront en solution de même que certaines substances organiques, comme le glucose. Ils peuvent aussi être agglomérés en particules dont certaines relativement grossières, vont pouvoir décanter ou flotter et se retrouver sous forme de dépôts au fond d'un bassin ou à la surface. Si les particules sont intimement liées à l'eau et ne se retrouvent pas au fond après une durée importante, elles se trouvent en suspension colloïdale. Pour caractériser l'eau usée, un intérêt est donc porté aux matières en suspension. La mesure de celles-ci est réalisée en faisant passer un échantillon de volume connu à travers une membrane. Le volume habituellement filtré est 100 ml. Le résidu accumulé sur le filtre est par la suite pesé après assèchement de ce dernier à 105°C durant une heure. La membrane aura préalablement été asséchée et pesé dans les mêmes conditions. Le poids sec de la matière recueillie représente la quantité de matière en suspension et est exprimé en mg/L (Association québécoise des techniques de l'eau (AQTE), 1985). La mesure des matières en suspensions à la station d'épuration est de plus très importante s'il y a présence d'un système de désinfection par rayonnement ultraviolet. Le rendement de la désinfection est étroitement lié à la qualité de son affluent et par conséquent, au traitement en aval. Une trop grande quantité de particules en suspension réduit l'efficacité pénétrante des UV en absorbant ou en dispersant les rayons germicides (Bitton, 1999). De plus, s'il se produit une hausse du nombre de particules en suspension, celle-ci influence la turbidité du milieu récepteur ce qui rend par conséquent le traitement de l'eau pour fins d'approvisionnement en eau potable plus complexe et plus coûteux.

1.5.4 Turbidité

La turbidité peut être décrite comme étant la réduction de transparence d'un échantillon à cause de la présence de particules de matières (Exploitation des stations d'épuration,

1985). Elle est un paramètre important de la qualité de l'eau puisqu'elle influence les propriétés microbiologiques et chimiques des eaux usées (Bitton, 1999). En effet, la croissance des micro-organismes est plus importante à la surface des particules. Ce phénomène résulte de l'adsorption d'éléments nutritifs et de bactéries sur la matière en suspension ce qui permet à ces dernières de se multiplier plus facilement que lorsqu'elles sont en suspension libre dans l'eau. De plus, les bactéries et les virus, situés à l'intérieur des amas de particules, sont protégés contre l'action du traitement de désinfection (Bitton, 1999).

Les propriétés chimiques des eaux usées peuvent aussi être en relation avec la turbidité puisque les particules en suspension ont la capacité d'adsorber des éléments chimiques comme des ions métalliques.

Le dosage de ce paramètre est aussi important pour la qualité du milieu récepteur puisqu'une turbidité trop élevée empêche la pénétration de la lumière et peut ainsi diminuer la croissance d'organismes végétaux essentiels à la survie du milieu (Bitton, 1999).

La turbidité est mesurée par néphélométrie. Lorsqu'un faisceau lumineux est dirigé dans un liquide contenant des matières particulaires en suspension, une certaine quantité de cette lumière est dispersée par ces particules. Le néphélomètre permet de mesurer cette quantité de lumière dispersée. Ce résultat est approximativement proportionnel à la quantité de matière en suspension et à la taille des particules. Le résultat est exprimé en NTU (unité de turbidité néphélométrique) (AQTE, 1985).

1.5.5 Phosphore total

Dans un cours d'eau en santé, les éléments nutritifs sont présents à de faibles concentrations et assurent une croissance normale des plantes aquatiques. Lorsque le phosphore devient trop abondant, il cause une croissance excessive des végétaux

aquatiques. Ce processus d'enrichissement du milieu aquatique est l'eutrophisation. L'accroissement des populations de végétaux ainsi que la formation de tapis d'algues peut provoquer une diminution de la qualité esthétique des cours d'eau, affecter l'odeur de l'eau et modifier complètement la composition de la faune aquatique présente (Bitton, 1999).

Une autre répercussion de la croissance excessive des plantes aquatiques et des algues est l'augmentation de la variation journalière de la concentration en oxygène dissous dans l'eau. Alors que la photosynthèse produit de l'oxygène durant le jour, la respiration des végétaux consomme de l'oxygène pendant la nuit. Plus le milieu est productif, c'est-à-dire plus la croissance et la densité des végétaux sont importantes, plus l'amplitude journalière de cette variation est grande et plus le risque d'atteindre de faibles concentrations en oxygène (hypoxie) pendant la nuit est élevé, ce qui peut être néfaste pour les poissons.

Les détergents et engrais contribuent à enrichir les eaux de surface en phosphore. Les stations d'épuration doivent donc procéder à une déphosphatation des eaux usées. Celle-ci peut être effectuée par un traitement biologique ou physico-chimique. La déphosphatation au moyen d'ajout de produits chimiques pour la précipitation du phosphore est une application du traitement physico-chimique. Il s'agit d'une technologie largement éprouvée tant au Québec qu'ailleurs au Canada, aux États-Unis et dans le monde. Au Québec, 301 des 585 stations d'épuration municipales en exploitation au 1^{er} janvier 2003 effectuaient une déphosphatation de leurs eaux usées, en très grande majorité au moyen de la précipitation chimique du phosphore (MAMSL, 2004).

2. PRINCIPE DE L'ÉPURATION

2.1 Objectifs des stations d'épuration des eaux usées

Par l'implantation de son programme d'assainissement des eaux en 1978, le Québec s'est doté d'ouvrages de traitement qui ont réduit de façon significative le niveau des polluants chimiques et de la matière organique rejetée dans les rivières. Ce n'est toutefois pas le cas pour les micro-organismes pathogènes (virus, bactéries, parasites) présents en grand nombre dans les eaux usées sanitaires. Pourtant, ce sont ces micro-organismes qui sont la principale source de risques pour les baigneurs, les consommateurs de mollusques et pour la population s'y approvisionnant en eau potable (MENV, 2002).

Les objectifs du traitement d'épuration sont (Bitton, 1999):

1. La réduction du contenu en matières organiques de façon à réduire la DBO. Ceci inclut la réduction ou l'enlèvement de toutes traces de matières organiques récalcitrantes à la biodégradation qui peuvent être toxiques ou cancérogènes.
2. L'enlèvement ou la réduction des substances nutritives telles que l'azote et le phosphore afin de réduire la pollution des eaux de surface.
3. La réduction ou l'inactivation des micro-organismes pathogènes et des virus.

Pour le moment, au Québec, différents objectifs environnementaux de rejets (OER) ont été fixés par le MENV pour tous les rejets dans les eaux de surface. Ces OER sont spécifiques à chaque projets d'exploitation et ils dépendent des contraintes et potentiels des milieux récepteurs. En d'autre terme, les OER sont fixés en tenant compte de la capacité de dilution des cours d'eau et des usages de l'eau que l'on y fait. Ces OER permettent de déterminer le type de station d'épuration (STEP) à construire. Par ailleurs, L'opération adéquate des STEP est vérifiée par le respect d'exigence de rejet. Ces exigences sont fixées par le Ministère des Affaires Municipales, du Sport et du Loisir (MAMSL) et elles sont standardisées pour chaque type de traitement à l'exception des

coliformes thermotolérants qui sont spécifiques à chaque STEP. Pour certaines stations, dont les stations ayant un traitement physico-chimique, des exigences de rejets ont été établis pour trois paramètres soit les matières en suspension, le phosphore total et les coliformes thermotolérants. L'exigence mensuelle est de 20 mg/L pour les matières en suspension et de 0.5 mg/L pour le phosphore total. L'objectif de rejet des coliformes est quant à lui saisonnier soit du 01 juin au 31 septembre il est de 500 ufc de coliformes/100ml et de 4000 ufc de coliformes/100ml pour la période du 01 octobre au 31 mai.

De plus, il est important de ne pas oublier que le mandat de la station de traitement des eaux usées n'est pas de rendre l'eau pure, mais plutôt d'atteindre un seuil acceptable de qualité et celui-ci peut varier selon l'usage du milieu receveur.

2.2 Les traitements à petite échelle

2.2.1 Fosse septique

Le système de prétraitement le plus couramment utilisé préalablement au traitement des eaux usées par infiltration dans le sol est la fosse septique. Elle sert à rendre les eaux usées compatibles pour une infiltration dans le sol. Les matières les plus lourdes sédimentent et forment un dépôt de boues au fond de la fosse alors que les matières les plus légères telles que les graisses flottent et s'accumulent en surface. Ces boues vont pouvoir être recueillies mécaniquement et l'eau va pouvoir être filtrée par le sol (MENV, 2002).

2.3 Traitement à grande échelle

Au Québec, 381 ouvrages de traitement des eaux usées ont été construits après l'adoption en 1978 du programme d'assainissement des eaux du Québec. Depuis sa mise en œuvre, plus de 6 milliards de dollars ont été investis dans ce programme.

Les principaux ouvrages de traitement contiennent un :

2.3.1 Pré-traitement

Parmi les méthodes le plus souvent utilisées on retrouve (Bitton, 1999) :

- Le dégrillage qui permet l'élimination des matières flottantes grossières
- Le dessablage dont la fonction est de retenir les sables entraînés avec l'eau
- Le déhuilage qui a pour fonction de retenir les graisses ou les huiles rejetées par certaines industries ou entreprises raccordées au réseau d'assainissement (garage par exemple).

L'élimination préalable de ces matières permet de limiter les curages et nettoyages des appareils de la phase d'épuration en aval et permet d'éviter des effets secondaires nuisibles comme la fermentation et la production de mauvaises odeurs (AQTE, 1985).

2.3.2 Traitement primaire

Ce traitement des eaux usées ne comporte que des procédés mécaniques ou physiques. Le traitement primaire enlève d'importante quantité de matières en suspension, mais très peu, sinon pas du tout, de matière colloïdales ou dissoutes (Dictionnaire de l'eau, 1981). Le principal procédé est une décantation qui consiste à faire traverser un bassin par faible

débit, de façon à ce que les matières en suspension puissent sédimenter. Le profil du fond de ce bassin permet le rassemblement et la reprise de la suspension obtenue. Ces boues déposées sont ensuite récupérées par raclage permanent et pompage. Le temps de séjour dans le décanteur est en général de deux heures (AQTE, 1985).

Le processus de décantation réside dans l'utilisation des forces de gravité pour séparer une particule de densité supérieure à celle du liquide jusqu'à une surface ou une zone de stockage. Le sort des boues fraîches extraites sera traité plus tard.

Ce traitement est peu efficace pour enlever les bactéries, les parasites protozoaires et les virus, car ceux-ci sont légers et requièrent ainsi une longue période dans le décanteur (Bitton, 1999; Payment, 1991). Le rendement d'élimination moyen pour les kystes de protozoaires et les virus durant la décantation est inférieur à 50% et cette efficacité est en partie obtenue par l'enlèvement de matières solides (Payment et al., 1986; Feachem et al., 1983; Payment, 1991). Ainsi, si les micro-organismes sont ancrés à de grosses particules, les boues recueillies vont contenir certains pathogènes.

2.3.2.1 Traitement physico-chimique

Parfois, le traitement primaire peut être modifié par un traitement physico-chimique pour le rendre plus efficace. L'expression traitement physico-chimique est limitée à une station d'épuration dont le procédé principal de traitement est basé sur le principe de la coagulation chimique des eaux usées suivi d'une séparation des solides par décantation (MENV, 2002). Ce procédé est très utilisé lorsque les objectifs majeurs de la station sont la diminution des matières en suspension et du phosphore total. Au Québec, il y a 13 stations d'épuration physico-chimique et ils traitent la majeure partie des eaux usées du Québec (55.9% soit environ 3 600 000 m³/d). Ce type de traitement est favorisé lorsque la charge de matière organique n'est pas trop importante ou lorsque la demande biologique en oxygène n'est pas contraignante. La présence de rejets industriels peut aussi inciter une

municipalité à opter pour ce traitement au détriment d'un procédé biologique qui pourrait être affecté par ce type de rejet (MENV, 2002).

Les matières en suspension contenues dans l'eau peuvent être de différentes natures. Si la densité des particules en suspension est supérieure à la densité de l'eau, ce qui est le cas la plupart du temps, elles vont avoir tendance à décanter naturellement. La vitesse de cette décantation est cependant variable en fonction de la grosseur de la particule. Le délai de la précipitation des particules est remédié en ajoutant au milieu des agents de coagulation et de floculation. Ceux-ci vont avoir pour effet essentiel de modifier la granulométrie des particules et ainsi d'accélérer leur mobilité.

La coagulation implique une déstabilisation des particules colloïdales (ex. : colloïde minéral, phosphore, cellules microbiennes, particules de virus...) et elle repose sur un phénomène électrique (Takashi et al., 1984). Ces substances portent habituellement une charge électrique négative qui empêche les particules de s'agglomérer les unes aux autres pour former des particules plus volumineuses et faciliter leur enlèvement par sédimentation. Lorsque les particules sont toutes chargées de la même polarité, elles se repoussent et ont donc tendance à se disperser dans l'ensemble de l'espace disponible. L'ajout d'un agent coagulant chargé positivement vient perturber la répartition des charges électriques à la surface de la matière en suspension et ainsi annuler les forces de répulsions (Takashi et al., 1984). Les coagulants les plus courants sont l'alum et le chlorure ferrique mais d'autres sels de fer ou d'aluminium sont parfois utilisés (Bitton, 1999). Après que le coagulant soit ajouté, un important brassage doit être effectué pour assurer l'efficacité de la coagulation. Le temps de retenue est environ 60 secondes (AQTE, 1985).

Par la suite, il y a l'étape de floculation qui se caractérise par l'ajout de polymères (ex. : polyélectrolytes) (aide-coagulant), macromolécules à longue chaîne (comme un voile) chargée négativement qui emprisonnent les matières colloïdales. Ceux-ci sont injectés dans un bassin à faible agitation après le coagulant ce qui permet d'agglomérer les particules déstabilisées résultant en une floculation. De ce fait, les particules

s'agglomèrent et finissent par acquérir une dimension suffisante pour que leur vitesse de décantation soit accélérée sous l'effet de la gravité (Williams et Culp, 1986).

Un phénomène supplémentaire se produit encore. Les floccs constitués ont une surface relativement élevée, il en résulte que certaines des molécules dissoutes dans l'eau vont être amenées vers le fond par les floccs ou elles auront parfois tendance à s'y accrocher par un processus d'adsorption. Il y aura donc adhésion physique ou physico-chimique à la surface des floccs durant le phénomène de sédimentation (Williams et Culp, 1986).

L'enlèvement des bactéries par ce traitement, bien que variable, peut excéder 90%. La coagulation enlève 74-99.4% des *E. coli* et coliformes (Bitton, 1999). L'enlèvement moyen des virus indigènes est d'environ 61% et celui pour les kystes de protozoaires excède 90% (Bitton, 1999). Un système de traitement physico-chimique peut permettre d'enlever environ 60 à 90 % des MES, 40 à 70 % de la DBO₅ et 70 à 90 % du phosphore total (MENV, 2002). De plus, le rendement des grandes stations de type physico-chimique au Québec, comme celle de la ville de Montréal et celle de Longueuil, atteint 20 mg/L de matière en suspension à l'effluent, pour un enlèvement de plus de 80 % (MENV, 2002).

2.3.3 Traitement secondaire

C'est un traitement des eaux usées par des méthodes biologiques qui peuvent se dérouler en présence ou en absence d'oxygène à la suite du traitement primaire par décantation (Dictionnaire de l'eau, 1981). Le traitement biologique secondaire aérobie utilise des réactions biologiques naturelles de l'auto-épuration par lesquelles des micro-organismes agissent en présence d'oxygène sur des effluents biodégradables. Pour le bon fonctionnement de l'épuration, la variabilité du débit et des températures, et de façon générale, de tous les éléments chimiques, doit être minimale (Bitton, 1999).

Ce traitement va être beaucoup plus efficace pour enlever des micro-organismes que le traitement primaire. Toutefois, ce traitement, sans procédé ultérieur, n'est pas suffisant pour inactiver tous les micro-organismes qui ont une importance pour la santé publique (Bitton, 1999).

Dans les traitements biologiques, les micro-organismes peuvent se retrouver de deux façons. Si la culture est en suspension dans un bassin aéré on parlera de procédé à boues activées ou de lagunage. Si la culture est fixée ou retenue sur un support solide on parlera de procédé du type lit bactérien ou disques biologiques.

2.3.3.1 Les boues activées

Ce procédé est un traitement biologique à culture en suspension qui est peu répandu au Québec. Seulement 26 ouvrages de traitement par boues activées ont été construits au Québec et ceux-ci traitent les eaux usées de plus de 500 000 personnes (MAMM-SOMAE, 2003). Il est constitué d'un réacteur biologique dans lequel les eaux usées sont mélangées avec une biomasse bactérienne qui est maintenue en suspension et à laquelle est fournie une aération. Le substrat contenu dans les eaux usées sert de nutriment pour la multiplication et le développement des micro-organismes contenus dans la biomasse. De cette façon, les matières organiques présentes dans l'eau résiduaire sont transformées en une matière corpusculaire, ce qui les rend sédimentable. De ce fait, la biomasse est séparée par décantation dans le décanteur secondaire (ou clarificateur) et une partie de celle-ci est recyclée dans le réacteur pour assurer la concentration permanente du bassin en boues activées. La majeure partie est extraite du système et constitue les boues secondaires qui seront traitées avec celle provenant de la décantation primaire (MENV, 2002). Une aération est constamment fournie au système pour : (1) fournir de l'oxygène aux micro-organismes aérobies et (2) pour garder la biomasse en constante agitation dans le but de permettre un contact adéquat entre cette biomasse et les eaux usées nouvellement arrivées (Bitton, 1999).

Environ le tiers de la matière organique de l'eau usée doit être oxydée pour produire l'énergie requise au fonctionnement et à la production du nouveau matériel cellulaire. En conséquence, deux tiers subsistent sous forme de boues en excès (biomasse épuratoire générée sur laquelle se fixe la pollution organique). Si la séparation des phases d'eau épurée et de boues en excès est convenablement réalisée, c'est de 85% à plus de 90% de la charge organique introduite qui peut être soustraite de l'eau à traiter (Bitton, 1999).

Ce système a donc deux buts bien précis : 1) l'oxydation de la matière organique biodégradable dans le bassin d'aération (la matière organique soluble est ainsi convertie en nouvelle masse cellulaire); et 2) la floculation, qui est la séparation de la nouvelle biomasse formée provenant des eaux usées (Bitton, 1999).

L'efficacité du système par boues activées varie entre 80% et 99% pour éliminer les bactéries indicatrices et pathogènes. De plus, certaines études ont démontré une efficacité près de 90-99% pour l'enlèvement des virus entériques (Rao et al., 1977). Cette grande efficacité face aux virus peut s'expliquer premièrement par le fait que l'on retrouve plus de 90% des virus adsorbés à la matière solide laquelle sera transférée en boue (Bitton, 1999). Deuxièmement, les virus subissent une inactivation causée par la présence de bactéries ayant des activités antivirales, et finalement ils subissent une ingestion par les protozoaires (ciliés) et petits métazoaires (ex. : nématodes) (Bitton, 1999). Plus de 99% des kystes de *Giardia* sont enlevés et concentrés en grande partie dans les boues (Casson et al., 1990; Mayer et Palmer., 1996). Dans des conditions de laboratoire, le procédé par boues activées enlève 80-84% des oocystes de *Cryptosporidium parvum* (Villacorta-Martinez de Maturana et al., 1992). Toutefois, sur le terrain, la réduction de *Cryptosporidium* par ce traitement varie de 84,6% dans une station de la Californie à 96,8% pour une station canadienne (Chauret et al., 1995; Mayer et Palmer, 1996).

De plus, le rendement d'une station de type boues activées permet d'atteindre une concentration moyenne annuelle à l'effluent de 20 mg/L ou moins en DBO₅ et en MES ou assurer au moins 85 % d'enlèvement pour ces paramètres. Ce rendement correspond aux

exigences de rejet standard fixées pour les stations d'épuration municipales de type boues activées au Québec (MENV, 2002).

2.3.3.2 Le lagunage

Le lagunage (ou étang aéré) est un procédé d'épuration des eaux usées très répandu au Québec. Plus de 435 ouvrages ont été construits sur le territoire québécois et ils traitent près de 1 103 000 m³/d.

Ce procédé consiste en un lent écoulement de l'eau dans un ou plusieurs réservoirs peu profonds où prolifèrent des bactéries et autres organismes vivants. Ceux-ci contribuent à un processus biologique d'épuration permettant l'élimination des matières organiques biodégradables en produisant des sels minéraux et des gaz comme N₂, O₂, etc. La principale conséquence de cette production est un phénomène d'eutrophisation signalé par une prolifération d'algues (phytoplancton) qui croissent sous l'effet conjugué de la présence des dérivés azotés et phosphorés dans l'eau et de la photosynthèse due aux radiations solaires. Ce phénomène, si nuisible pour les eaux naturelles, s'avère profitable dans le processus de lagunage. Au fond du bassin de lagunage, une catégorie de micro-organismes dégrade la matière organique selon le processus classique de fermentation anaérobie. Dans la partie supérieure et dans les autres bassins, l'aérobiose est généralisée et les bactéries minéralisent les matières organiques solubles en suspension. Le métabolisme de ces bactéries aérobies implique un apport important en oxygène. Cet élément provient de la photosynthèse des algues qui se développent allègrement dans un milieu riche en matières nutritives (Prescott et al., 1995).

Ce type de traitement permet d'éliminer un pourcentage significatif (90-99%) des bactéries indicatrices et pathogènes (Bitton, 1999). Cette efficacité est influencée par plusieurs facteurs comme : le temps de rétention, le pH, la prédation du zooplancton et l'effet germicide des rayons du soleil (Moeller et Calkins, 1980; Pearson et al., 1987; Weinbauer et al., 1997). L'enlèvement des virus varie de 0 à 96% et leur persistance est influencée par deux facteurs importants soit la température et les radiations solaires

(Bitton, 1999). Selon certaines études, cinq jours sont nécessaires pour obtenir deux log de réduction des virus durant l'été, tandis que durant l'hiver, c'est 25 jours de rétention qui sont nécessaires pour atteindre une réduction similaire (Funderburg et al., 1978). Le pourcentage d'efficacité de ce traitement à enlever les protozoaires pathogènes varie de 67% à 100% (Panicker et Krishnamoorthi, 1981).

Ce procédé est considéré comme un traitement secondaire, toutefois, il permet de réduire considérablement le nombre de micro-organismes pathogènes. Le traitement par lagunage n'est pas, en soi, une méthode de désinfection, mais, il est bien connu que les micro-organismes entériques humains survivent difficilement dans un tel environnement. Aussi, plus le temps de rétention dans les étangs est long, plus l'élimination est grande. C'est pourquoi le lagunage, par décroissance naturelle des bactéries et des virus, permet parfois d'atteindre une qualité microbienne à l'effluent qui est acceptable sans désinfection (MENV, 2002).

Les étangs aérés sont aussi très efficaces pour la réduction des paramètres physico-chimiques. Selon les données publiées par le ministère de l'environnement pour l'année 1994, le rendement moyen annuel global en DBO₅ pour l'ensemble des stations de type étang aéré est meilleur que le rendement requis en vertu des exigences de rejet (~ 20 mg/L ou 85%) . Les résultats de suivi de 231 stations de type étang aéré indiquent une concentration moyenne de l'ordre de 12 mg/L et un pourcentage d'enlèvement moyen de 87 %. Les données de suivi reçues par le ministère de l'Environnement pour les années plus récentes montrent un rendement du même ordre de grandeur (MENV, 2002). Il n'y a généralement pas d'exigences de rejet de matière en suspension pour les stations de type étangs aérés parce que la formation d'algues peut rendre difficile le respect des exigences à certaines périodes de l'année sans nécessairement créer de nuisances pour le milieu. Le rendement moyen annuel global en MES des stations de type étangs aérés, selon les données de suivi des 231 stations d'épuration municipales en 1994, indique une concentration moyenne de l'ordre de 12 mg/L et un pourcentage d'enlèvement moyen de 88 % (MENV, 2002).

2.3.3.3 Lits bactériens

Le principe d'épuration consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement décantée, sur une masse de matériaux poreux (cailloux ou plastique), qui sert de support aux micro-organismes épurateurs. Une aération est effectuée pour apporter dans toute la masse du lit, l'oxygène nécessaire au maintien de la microflore. Celle-ci se développe à la surface des matériaux sous la forme de pellicules membraneuses et visqueuses très riches en colonies microbiennes qui assurent l'épuration des eaux usées. La pollution contenue dans l'eau diffuse à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Les sous-produits de l'épuration et le gaz carbonique s'éliminent dans les fluides liquides et gazeux. Toutefois, la couche de biofilm augmente en épaisseur jusqu'à ce qu'elle se détache par partie. Ces résidus vont s'agglomérer pour former des floccs qui vont sédimenter. Le biofiltre va par la suite se colmater peu à peu du fait du développement de la biomasse et des matières retenues. (Bitton, 1999).

L'efficacité de ce système pour enlever les pathogènes et les parasites est plutôt faible. L'enlèvement des bactéries est inconstant et varie de 20% à plus de 90%. L'enlèvement des virus entériques est aussi erratique et se situe entre 59% et 95% (Moore et al., 1981). De plus, similairement à ces résultats, l'enlèvement des bactériophages est inconstant et varie de 40% à 90% dépendamment du temps de l'année. Certaines études ont démontré que même s'il y avait une réduction significative (>90%) des coliformes thermotolérants, l'enlèvement des virus était de 0% à 20% (Lewis et al., 1986). La réduction des virus est donc inférieure à celle des indicateurs bactériens (Bitton, 1999). Pour l'élimination des kystes de *Giardia lamblia*, l'efficacité se situe entre 74-91% (Panicker et Krishnamoorthi, 1978).

La variation dans l'efficacité de ce traitement face aux différents micro-organismes dépend principalement du mode d'opération de chaque usine. La qualité biologique de l'effluent est en relation directe avec le débit de l'affluent. Plus le débit est faible, plus le traitement sera efficace. Ce type de traitement est donc intéressant pour une petite

communauté puisqu'il est facile à opérer, a de faibles coûts de maintenance et il est relativement fiable à faible débit (Bitton, 1999).

2.3.4 Tertiaire

Les traitements tertiaires ou traitements de finition sont utilisés en vue d'améliorer les caractéristiques d'une eau usée ayant subi une épuration biologique et des traitements primaires préalables. Il est destiné à enlever certaines matières ou micro-organismes qui n'ont pas été enlevés ni détruits.

Ce traitement n'est toutefois pas toujours nécessaire. Il est surtout utilisé dans les situations suivantes :

- amélioration générale des critères de rejet de manière à parfaire l'équilibre biotique du milieu récepteur (rivière, lac, etc...),
- implantation sur la rivière de nouvelles prises d'eau destinées à la consommation humaine,
- réutilisation de l'eau usée à des fins industrielles (refroidissement ou même fabrication),
- besoins agricoles en irrigation

2.3.4.1 Désinfection

La désinfection est la destruction des micro-organismes capables de causer des maladies. Elle est dans certains cas une barrière finale et essentielle protégeant l'homme d'une exposition à des micro-organismes pathogènes incluant les virus, les bactéries et les parasites protozoaires (Bitton, 1999).

Le pouvoir biocide des désinfectants se traduit par une interaction avec une ou plusieurs cibles dans la cellule microbienne. Les sites cibles peuvent être la couche de peptidoglycane, la membrane cytoplasmique, la membrane externe, les protéines structurales, différentes enzymes, l'acide nucléique, l'enveloppe virale ou encore l'enveloppe de la spore bactérienne (Bitton, 1999).

La désinfection peut être effectuée à l'aide de produits chimiques (chlore, ozone, brome et iode) ou par des moyens physiques (rayons ultraviolets et irradiation). Le choix d'un moyen de désinfection se fait normalement en considérant les contraintes techniques, économiques et environnementales qu'il présente. En ce sens, le mode de désinfection idéal est celui qui regroupe les caractéristiques suivantes (MENV, 2002):

- efficacité contre la plupart des micro-organismes pathogènes sous différentes conditions;
- absence de sous-produits indésirables formés à la suite de son utilisation;
- produit non dangereux pour les humains et pour la vie aquatique;
- facilité d'utilisation;
- faibles coûts d'investissement et d'exploitation.

2.3.4.1.1 Chlore

Le chlore est un agent oxydant fort qui réagit facilement avec plusieurs substances organiques et inorganiques trouvées dans les eaux usées. Il est particulièrement efficace pour détruire les bactéries, mais moins efficace contre les virus et les kystes de protozoaires (Bitton, 1999). Pour fins de désinfection, le chlore est utilisé sous les formes suivantes : chlore gazeux, hypochlorite de sodium (eau de javel) et dioxyde de chlore.

Au plan économique, il s'agit d'une technologie dont les coûts sont les plus faibles parmi toutes les techniques éprouvées. Toutefois, au plan de la sécurité, la manipulation du chlore, notamment sous forme gazeuse, nécessite d'importantes mesures de protection

pour le personnel de la station d'épuration et constitue un risque pour la sécurité publique lors du transport. De plus, au plan environnemental, la désinfection des eaux usées au chlore peut avoir un impact significatif sur la vie aquatique à cause de la toxicité, aiguë et chronique, du chlore résiduel. Le chlore peut aussi réagir avec certaines matières organiques contenues dans les eaux usées, même traitées, pour former des sous-produits organochlorés, dont certains sont potentiellement cancérigènes (MENV, 2002).

2.3.4.1.2 Ozone

L'ozone est un gaz instable que l'on doit générer sur place, dans les stations d'épuration, au moyen d'une décharge électrique produite dans l'air ou l'oxygène. L'opération consiste à transformer l'oxygène sous forme «O₂» en oxygène sous forme «O₃» (MENV, 2002).

Parmi les avantages de l'ozone il y a son action très rapide et efficace sur les bactéries et les virus, ainsi que sa faible possibilité à générer des produits secondaires indésirables. L'ozonation ne nécessite aucun transport de produits chimiques et est plus sécuritaire pour le personnel de la station d'épuration que la chloration.

Les désavantages de l'ozonation des eaux usées sont essentiellement d'ordre économique, puisqu'elle entraîne des coûts élevés d'investissement et d'exploitation. De plus, de très hauts dosages sont nécessaires pour éliminer les virus et les parasites et la température affecte l'efficacité du traitement. La résistance des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium* augmente lorsque la température passe de 25°C à 5°C (Wickramanayake et al., 1985). Cette technologie est donc moins attrayante pour le climat québécois si l'on demande une désinfection à l'année.

Au plan environnemental, l'ozonation des eaux usées constitue une solution avantageuse, car la matière organique est oxydée à l'oxygène plutôt qu'au chlore, ce qui prévient ainsi la formation de produits organochlorés. Aussi, même si l'ozone résiduel est très toxique pour la vie aquatique, il est rarement trouvé en quantité significative après la désinfection

des eaux usées, car l'ozone résiduel réagit très rapidement avec les différentes substances contenues dans les eaux. De toute façon, parce qu'il est instable, l'ozone résiduel est rapidement détruit (MENV, 2002).

L'ozonation est donc un moyen de désinfection des eaux usées intéressant, mais ses coûts et son inefficacité à éliminer les pathogènes quand la température diminue le rendent généralement peu attrayant.

2.3.4.1.3 Rayons ultraviolet

Le rayonnement ultraviolet pour la désinfection des eaux usées constitue une technique de plus en plus répandue. Plusieurs stations de traitement des eaux utilisent maintenant cette méthode. S'il est comparé à la chloration, celui-ci comporte des coûts comparables, mais le rayonnement ultraviolet (UV) est plus efficace pour inactiver les parasites et certains virus entériques, plus sécuritaire pour le personnel de la station d'épuration, de même que pour le public (aucun transport de produits chimiques) et moins dommageable pour l'environnement (MENV, 2002; Noesen et Jacques, 1995).

2.3.4.1.3.1 Principe de la désinfection par rayons UV

La désinfection par rayonnement UV consiste à soumettre l'eau à traiter à une source de rayonnements UV en la faisant transiter à travers un canal contenant une série de lampes submergées. La source d'émission UV utilisée en désinfection est la lampe à vapeur de mercure. Il s'agit de lampes à arc électrique qui provoque l'excitation des atomes de mercure, puis l'émission de radiations par retour à leur état fondamental (U.S.EPA, 1976). Le spectre d'émission des lampes dépend de la pression de mercure dans les

lampes. Il y a les lampes à basse pression qui émettent un rayonnement monochromatique d'une longueur d'onde de 254 nm et des lampes à moyenne pression qui émettent sur un large spectre allant généralement de 185 nm à 400 nm couvrant ainsi toute la bande d'efficacité germicide. Ces dernières ont une intensité germicide 15 à 20 fois plus élevée que les lampes à basse pression. De plus, les lampes à moyenne pression ont un pouvoir désinfectant plus rapide et une capacité pénétrante supérieure à cause de cette haute intensité (U.S. EPA, 1986).

Les lampes sont généralement insérées à l'intérieur d'un manchon de quartz, ce qui permet de les immerger directement dans l'eau à traiter. Le quartz transmet jusqu'à 90% de la radiation provenant de la lampe. L'intensité transmise est également dépendante du voltage, de la température autour de la lampe, de son âge et de son degré de propreté (U.S. EPA, 1986).

L'efficacité des rayons UV est fonction de la dose absorbée par les micro-organismes. Cette dose est définie par le produit de l'intensité UV et du temps d'exposition des germes aux rayonnements (Bitton, 1999).

Pour qu'il y ait désinfection, les lampes doivent fournir une radiation lumineuse dont le spectre d'émission se situe dans la région de l'UVC, laquelle est la plus efficace à produire un effet germicide. L'effet létal est observé lorsque l'énergie de la radiation est absorbée au niveau du matériel génétique (ARN et ADN). Plus particulièrement, ce sont les nucléotides, éléments constitutifs des acides nucléiques qui absorbent les rayons, soit les bases puriques (adénosine (A) et guanine (G)) et les bases pyrimidiques (thymine (T) ou uracile (U) et cytosine (C)). Le spectre d'absorption des acides nucléiques se situe dans une longueur d'onde entre 210 et 310 nm avec un maximum à 260 nm (U.S. EPA, 1986).

Suivant l'exposition aux UV, il y a une variété de photoproduits formés au niveau de l'ADN ou de l'ARN dont le plus important est le dimère de pyrimidines adjacentes sur un des brins de la double hélice et dont les trois types répertoriés sont : T-T (appelé le dimère

de thymine et le plus fréquent), T-C et C-C. Le dimère crée une distorsion au niveau du génome, rendant inefficace voire impossible la réplication du micro-organisme. Par conséquent, il en résulte la mort cellulaire ou l'apparition d'une génération de mutants possiblement non viables ou incapables de se reproduire (Bitton, 1999).

Les virus et les spores bactériennes sont moins sensibles aux rayonnements UV que les bactéries. La variation de sensibilité observée est difficilement dissociable de l'état morphologique. Puisque le rayon lumineux doit pénétrer la cellule pour l'endommager, les organismes possédant une paroi plus épaisse ou des structures externes particulières seront en principe plus résistants aux rayons UV. De plus, les organismes ayant un génome plus grand, comme les parasites *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*, sont aussi exposés à un effet plus dommageable lors de l'utilisation des UV (Karl, 2002), ce qui explique la plus grande sensibilité des parasites protozoaires comparativement aux virus ou spores de bactéries. De plus, comme illustré au tableau II, une variation de sensibilité face à la dose utilisée a aussi été observée selon la famille de virus (Karl, 2002).

Tableau II Comparaison de l'inactivation par les rayons UV de différents micro-organismes ayant une importance en santé publique

Micro-organismes	Dose UV (mJ/cm ²)	Log de réduction
<i>Giardia lamblia</i>	1	>4
<i>Cryptosporidium parvum</i>	3	>3
<i>Vibrio cholerae</i>	3	4
<i>E. coli</i>	8	4
Poliovirus	21	4
Rotavirus	50	4
Coliphage MS2	83	4
Adénovirus (40)	121	4

(Karl, 2002)

Cependant, l'efficacité de cette technologie diminue lorsque la concentration de matières en suspension est élevée. Étant donné que les rayons UV doivent atteindre les bactéries contenues dans les eaux usées pour les détruire, ces eaux doivent être relativement claires et exemptes de turbidité (Bitton, 1999). Dans des eaux usées turbides ou très troubles, les particules solides en suspension réfléchissent et dispersent la majeure partie des rayons UV, formant ainsi un écran entre certaines bactéries et les rayons UV.

2.3.4.1.3.2 Reviviscence des micro-organismes

Le rayon UV cible principalement les acides nucléiques et provoque la formation de dimère de pyrimidines. Or, bien que les dimères soient des complexes relativement stables, certains micro-organismes ont développé des mécanismes pour détourner l'agression :

- la photoréactivation (monomérisation des dimères de pyrimidines)
- réparation par excision
- la réparation à l'obscurité

La photoréactivation

Ce mécanisme est basé sur une réparation enzymatique, par monomérisation des dimères de la base pyrimidique. La réaction est catalysée par des longueurs d'onde de 320 à 500 nm, c'est-à-dire sous l'action de la lumière solaire. Le phénomène de photoréactivation se produit en deux étapes. Dans un premier temps, il y a formation d'un complexe entre l'enzyme de photoréactivation (photolyase) et le dimère de pyrimidines, cette étape ne nécessite pas la présence de lumière; dans un deuxième temps, l'énergie lumineuse absorbée provoque la monomérisation du dimère et éventuellement la destruction du complexe.

Des études en laboratoire (Harris et al., 1987) ont montré un accroissement de 3,4 log pour *Escherichia coli* après exposition à la lumière visible.

Des études faites par Whitby en 1993 ont démontré que les facteurs influençant la photoréactivation sont étroitement reliés avec ceux affectant l'efficacité de la désinfection. Un procédé de désinfection efficace diminue la possibilité d'une recroissance pour les micro-organismes.

De plus, la plupart des observations faites sur la photoréactivation proviennent d'études de laboratoire. Les quelques essais réalisés sur le terrain semblent démontrer que la photoréactivation n'est pratiquement pas observable en milieu naturel. Selon Whitby (1993), d'autres facteurs tels la prédation, l'effet létal du soleil et un phénomène de mort naturel empêcheraient toute augmentation significative du nombre de bactéries en milieu naturel. La photoréactivation doit donc être prise en compte si les conditions environnementales du milieu de rejet laissent à penser que ce phénomène peut se produire ou par précaution selon son utilisation.

Pour le Ministère de l'Environnement québécois, le taux d'augmentation des coliformes après désinfection est estimé à une unité logarithmique. Ce fait est pris en considération lors de la mise en conception de système de désinfection UV. Le système de désinfection doit donc être conçu pour atteindre une concentration en coliformes fécaux 10 fois plus faibles que celle visée par les OER fixés par le MENV (MENV, 2002).

2.3.4.1.4 Les pratiques de désinfection des eaux usées

Les pratiques de désinfection des eaux usées ne sont pas universelles. Certains désinfectent seulement dans des situations particulières alors que d'autres le font presque de façon systématique (MENV, 2002).

a) **Pratiques nord-américaines**

Aux États-Unis, et dans la plupart des provinces canadiennes, la désinfection des eaux usées a été implantée presque systématiquement dans les stations d'épuration. Les autorités voulaient ainsi éviter la contamination de l'ensemble des cours d'eau par des micro-organismes pathogènes. Puisque les travaux d'assainissement ont été entrepris il y a plusieurs décennies, ils ont eu recours surtout à la chloration, qui était alors le mode de désinfection le plus populaire et celui qui semblait le plus efficace (Bitton, 1999; MENV).

Aujourd'hui, plusieurs stations d'épuration désinfectent leurs eaux à l'année et certaines utilisent même la chloration qui est encore acceptée. Toutefois, l'introduction de contraintes environnementales dans le système de permis américain (National Pollutant Discharge Elimination System – NPDES) a mis en lumière l'ampleur des problèmes environnementaux associés à la chloration (U.S. EPA, 1986).

La U.S. Environmental Protection Agency encourage maintenant la substitution des systèmes de chloration par des systèmes de recharge (rayonnement ultraviolet et ozonation essentiellement). Pour les stations existantes, les coûts de remplacement de ces systèmes sont très élevés et les exploitants optent plutôt pour l'ajout d'une unité de déchloration aux endroits jugés problématiques (U.S. EPA, 1986). Pour les nouvelles stations, la désinfection est maintenant limitée aux endroits pertinents et seulement pendant les périodes de l'année où cela est nécessaire. De plus, la technologie par rayonnement ultraviolet est de plus en plus adoptée. Enfin, plusieurs états américains optent maintenant pour la désinfection durant la saison de baignade seulement (U.S. EPA, 1986).

Au Canada, un virage similaire est observé chez plusieurs gouvernements provinciaux (MENV, 2002).

b) Pratiques européennes

En Europe, les autorités sanitaires recommandent la désinfection des eaux usées principalement lorsque les normes microbiennes définies dans deux directives du Conseil des communautés européennes sont compromises, soit la *Directive concernant la qualité des eaux de baignade (1975)* et la *Directive relative à la qualité des eaux conchylicoles (1979)*. La désinfection est mise en place presque exclusivement dans les zones côtières très fréquentées pour la baignade ou la cueillette de mollusques (MENV, 2002).

Même si la désinfection des eaux usées n'est pas très répandue, les autorités sont de plus en plus sensibilisées au problème de la chloration et plusieurs favorisent la mise en place de procédés de rechange pour la désinfection.

c) Pratiques québécoises

Au Québec, l'assainissement des eaux usées est une préoccupation relativement récente. Conséquemment, les dirigeants ont pu bénéficier de l'expérience des autres dans ce domaine. Lorsque les programmes de mise en œuvre des stations d'épuration ont été instaurés en 1978 (Programme d'assainissement des eaux du Québec), les problèmes environnementaux associés à la chloration soulevaient déjà certaines inquiétudes. Pour ces raisons, la chloration a été proscrite par le ministère de l'Environnement (MENV, 2002).

L'atteinte des objectifs microbiens, qui sont définis par la Direction du suivi de l'état de l'environnement, se fait surtout par la mise en place de systèmes de traitement par lagunage et d'équipements de désinfection aux rayons ultraviolets. Dans un souci d'optimisation, les objectifs de traitement sont spécifiques à chaque station d'épuration. Ils sont basés, d'une part, sur les contraintes hydrodynamiques des cours d'eau récepteurs et, d'autre part, sur le maintien des usages actuels et la récupération de ceux qui sont naturellement souhaitables. De plus, les équipements de désinfection sont en opération

seulement durant les périodes nécessaires pour la protection des usages qui pourraient être affectés (MENV, 2002).

2.3.5 Traitement des boues

La quasi totalité des procédés d'épuration des eaux usées, qu'ils soient biologiques ou physico-chimiques, conduit à la concentration des polluants sous la forme de boues.

Ainsi, après le traitement primaire par décantation et le traitement des eaux résiduelles par la biomasse, les boues primaires et secondaires doivent être traitées afin de les stabiliser et de les éliminer. En effet, les boues primaires sont en décomposition et malodorantes et les boues secondaires s'accroissent de boues en excès après chaque passage en bassin d'aération.

Cette étape du traitement représente 30% de l'investissement dans la construction d'une station d'épuration (AQTE, 1985).

Les boues constituent des déchets volumineux puisqu'elles contiennent généralement entre 95 et 99% d'eau et sont génératrices de nuisances dans la mesure où elles sont constituées par des matières organiques fermentescibles et peuvent renfermer des substances toxiques et des micro-organismes pathogènes (AQTE, 1985). Les boues ne contiennent toutefois pas tous les mêmes micro-organismes. En effet, les micro-organismes enlevés durant le traitement physico-chimique vont se retrouver dans les boues puisqu'il s'agit d'un procédé physique de décantation. Toutefois, les boues provenant du procédé par boues activées vont contenir en majorité les micro-organismes épurateurs puisqu'il s'agit d'une digestion.

Il y a plusieurs options pour traiter les boues:

- Déshydratation partielle sous pression mécanique et l'enfouissement sanitaire
- Déshydratation partielle et la valorisation sous forme d'épandage
- Déshydratation partielle et l'incinération
- La digestion (aérobie ou anaérobie) suivie de l'enfouissement ou de l'épandage

La digestion réfère à un processus par lequel les micro-organismes se nourrissent pendant plusieurs jours de la matière organiques des boues, ce qui se traduit par une réduction significative du volume de solide. Lorsque le procédé se produit en présence d'oxygène, le processus peut devenir thermophile (50-70°C), ce qui s'apparente à un compostage liquide. En absence d'aération, des conditions de fermentation méthanogène se développent et le méthane peut être récupéré (Bitton, 1999).

Le conditionnement final des boues est effectué par le chaulage à sec des boues essorées. Ce procédé permet d'assurer la stabilisation des boues et l'élimination des odeurs associées à leur transport.

Le problème des boues constitue donc une phase de la lutte contre la pollution des eaux qui s'avère difficile pour des raisons multiples: raréfaction des terrains disponibles pour l'épandage ou le dépôt ainsi que les contraintes et les exigences de l'environnement et de l'hygiène publique.

3. STATION D'ÉPURATION DE FABREVILLE

La station des eaux usées du secteur Fabreville de ville de Laval, située sur la rivière des Mille Îles, a été construite en 1985. Récemment (1999), elle a été adaptée pour recevoir un système de désinfection et traiter un plus grand volume d'eau, soit 75 000 m³/d. Les eaux de cette station proviennent de Fabreville et du secteur de Laval-Ouest et sont surtout constituées de rejets domestiques et pluviaux. Toutefois, une faible partie provient de petites industries. Tout au long du chemin parcouru par l'eau, chaque traitement est principalement ajusté en fonction du débit à l'intérieur de la station et de la composition des eaux usées. Lorsque le volume d'eau est trop important pour la station, soit en situation de surcharge, l'eau est déviée directement à la rivière. La station est complètement automatisée et des consignes sont accordées pour chaque traitement en fonction de tout changement ou pour chaque moment de la journée. Les exigences de rejet à la rivière de cette station sont de:

- 20 mg/L de matières en suspension
- 0,5 mg/L de phosphore total
- 500 ufc de coliformes thermotolérants/100ml du 01 juin au 31 septembre
- 4000 ufc de coliformes thermotolérants/100ml du 01 octobre au 31 mai

3.1 Pompage

La station d'épuration de Fabreville est desservie par cinq postes de pompage : le poste Laval-ouest, le poste Laurendeau, le poste St-Théophile, le poste St-François-Mauriac et le poste Valéry.

3.2 Dégrillage

L'eau qui arrive de la station de pompage est dirigée d'abord vers un dégrilleur. Il y a un dégrilleur pour chacun des deux intercepteurs. Ce pré-traitement permet d'enlever les débris ayant une dimension plus grande que 1 cm. Ceux-ci vont par la suite être disposés par enfouissement sanitaire.

3.3 Mélangeur rapide

L'eau provenant des deux dégrilleurs est par la suite amenée dans un puit. De là, elle est relevée par un système de pompage dans le mélangeur rapide. C'est la seule étape mécanique pour transporter l'eau, le reste du transport se fait par gravité. Dans ce mélangeur de 52 m³, il y a ajout d'alun (consigne en mg/L). Après que le coagulant est été ajouté, un important brassage doit être effectué pour assurer l'efficacité de la coagulation. Le temps de retenu est environ 60 secondes, mais tout le système demeure en continue et cela tout au long de la chaîne de traitement.

3.4 Dessableurs

Les eaux usées sont par la suite dispersées dans trois dessableurs de 260 m³. Le temps de séjour est d'environ dix minutes dans ces bassins qui permettent d'éliminer les particules plus lourdes (sable, roche, etc.). Dans la deuxième partie du dessableur, le polymère (aide-coagulant) est ajouté. Ce constituant visqueux permet la formation des floccs. Durant cette partie du traitement, une aération modérée et constante est fournie au système pour débiter la formation du flocc et pour empêcher une précipitation prématurée dans les dessableurs.

3.5 Décanteurs

Chaque dessableur est relié à un décanteur de 1250 m³. L'eau est acheminée de l'un vers l'autre par gravité. Dans le décanteur, l'eau va séjourner de une à deux heures dépendamment du débit à l'intérieur de la station. Dans cette partie du traitement, les floccs formés par l'ajout du polymère peuvent décanter doucement et former les boues puisque l'agitation de l'eau y est de beaucoup diminuée. Les boues sont par la suite transportées vers un trémie à boue à l'une des extrémités, par des raclettes en bois fixées aux chaînes parallèles d'un convoyeur. De plus, à cause du motif de confection, les raclettes sont disposées de façon à pouvoir amener les matières flottantes dont les graisses à leur retour. À l'extrémité et à la surface du bassin de décantation, un écumeur de graisse est disposé perpendiculairement à l'eau.

3.6 Désinfection

Le système de désinfection en place utilise le rayonnement ultraviolet de la compagnie « Trojan ». Il est équipé de deux banques de 54 lampes chacune qui sont positionnées horizontalement dans le canal où circule l'eau. L'une des deux banques est toujours en opération tandis que l'autre est utilisée au besoin. L'efficacité de ces lampes est grandement influencée par la propreté de celles-ci. Un manchon de caoutchouc muni d'un dispositif de libération d'acide chlorhydrique est donc ajouté sur la paroi extérieure du tube de quartz qui protège la lampe. Celui-ci monte et descend sur la paroi du tube pour la nettoyer. Cette opération s'effectue de façon routinière à toutes les trois heures. Le procédé de désinfection s'effectue en continue, aucun temps de rétention n'est nécessaire.

3.7 Traitement des boues

Les boues sont pompées des décanteurs vers des bassins d'entreposage. Une autre pompe fait cheminer les boues vers un presseur rotatif. Après cette étape, les boues ont passé d'une siccité de $\pm 2\%$ à $\pm 35\%$. Les boues déshydratées sont amenées vers des bennes pour ensuite être envoyées à l'enfouissement sanitaire.

Matériels et Méthodes

4.1 Établissement de la variation horaire et journalière

Pour bien préparer le plan d'échantillonnage, les variations horaires du contenu microbiologique des eaux usées doivent être connues. Dans ce but, un échantillon de 1L a été prélevé à l'affluent de la station d'épuration d'Auteuil à 7h30, 10h, 12h, 15h et 18h pour trois journées, soit le 12, 13 et 19 juillet 2001. Chacune de ces heures représente un point important sur la courbe de débit reçu à la station. Pour chacune de ces heures, différents indicateurs bactériens comme les coliformes thermotolérants, *Clostridium perfringens*, *E. coli* et les entérocoques ont été analysés. Les mesures ont été effectuées comme décrit à la section 4.3. Le milieu utilisé pour *E. coli* est le milieu m-TEC (Difco, Becton Dickinson, #233410, Sparks, Etats-Unis) et le milieu utilisé pour les entérocoques est le milieu mE (Difco, Becton Dickinson, #233320, Sparks, Etats-Unis).

4.2 Échantillonnage lors du projet

Lors du projet, trois échantillons d'eau ont été prélevés à la station d'épuration à chaque session. Il y a eu un prélèvement à l'entrée de la station d'épuration (eau d'égout), un après le traitement physico-chimique et un dernier après la désinfection (effluent). La prise d'échantillon s'est déroulée de la mi-février à la fin août 2002 à une fréquence de deux sessions d'échantillonnage de deux journées consécutives dans un même mois. Chaque session était espacée de deux semaines. Cette fréquence a été établie afin d'être en mesure d'observer toutes fluctuations quotidiennes et mensuelles du nombre de micro-organismes dans les eaux.

Les échantillons ont été prélevés simultanément au moment de la journée où la charge moyenne de matière à traiter était présente à la station, soit vers 9h30. Ce sont les

résultats préliminaires obtenus lors de l'étude de la variation horaire qui ont permis de choisir cette heure. Au total, 22 échantillons ont été recueillis à chaque point.

Pour effectuer toutes les analyses prévues, un prélèvement de quatre litres d'eaux a été nécessaire soit un litre chacun pour la parasitologie et la bactériologie et deux litres pour la virologie. Toutes les analyses microbiologiques ont été effectuées à l'INRS - Institut Armand-Frappier dans le laboratoire du Dr Pierre Payment. Les données physico-chimiques ont été prises de façon journalière par les opérateurs de la station d'épuration et par la suite elles ont été transmises lors des visites à la station.

Pour mesurer l'efficacité de chaque traitement, différentes analyses microbiologiques ont été effectuées.

Les micro-organismes recherchés ont été les suivants :

- Coliformes thermotolérants
- *Clostridium perfringens*
- Spores des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA)
- Virus entériques humains cultivables
- Kystes de *Giardia lamblia*
- Oocystes de *Cryptosporidium parvum*
- Coliphages somatiques (hôte *E. coli* CN13)
- Coliphages mâle-spécifiques (hôte *E. coli* F-amp)

4.3 Indicateurs bactériens

La 20^e édition de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (American Public Health Association, 2000) contient deux méthodes officielles pour énumérer les coliformes fécaux (thermotolérants): la technique de fermentation en tubes multiples ou méthode du nombre le plus probable (NPP) et la méthode de la membrane filtrante (MF). C'est cette dernière méthode qui a été favorisée pour tous les indicateurs bactériens du projet puisqu'elle est rapide, facile à utiliser et possède un degré de reproductibilité élevé. De plus, dans cette méthode, les micro-organismes sont comptés directement.

4.3.1 Méthode de la membrane filtrante

Préalablement à toute filtration et entre chacune de celles-ci, les entonnoirs et support de filtre (Millipore, Bedford, États-Unis) ont été stérilisés de trois à cinq minutes aux rayons ultraviolets et tous les échantillons ont été bien homogénéisés. L'échantillon a ensuite été filtré sur une membrane de nitrocellulose stérile quadrillée de porosité 0,45 µm et d'un diamètre de 47 mm (Millipore, #HAWG047S1, Bedford, États-Unis,) qui retient les bactéries. Suite à la filtration, deux rinçages successifs de l'intérieur de l'entonnoir ont été effectués avec 20-30 ml d'eau tamponnée (tampon phosphate 3.5×10^{-4} M à pH 7). La membrane a été par la suite déposée sur un milieu de culture qui sélectionne les groupes ou la bactérie recherchée. Par la suite, la gélose a été incubée en position inversée selon des conditions prédéterminées pour chacun des micro-organismes recherchés. Les colonies retrouvées sur les milieux de culture caractéristiques à chaque groupe ou à chaque bactérie ont été comptées et leur concentration a été exprimée en nombre de colonies par 100 ml. Les analyses ont été effectuées dans les 24h suivant le prélèvement (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, 2000).

4.3.2 Tests préliminaires

Pour les différents groupes de bactéries ainsi que pour les différents sites de prélèvement, des tests préliminaires ont été effectués pour déterminer les dilutions adéquates afin d'obtenir un compte statistiquement acceptable situé entre 30 et 120 colonies par membrane. Toutefois, tout au long du projet certaines dilutions ont dues être adaptées selon la contamination de l'échantillon. Les échantillons soupçonnés d'être fortement contaminés ont été dilués dans de l'eau tamponnée (tampon phosphate 3.5×10^{-4} M à pH 7).

4.3.3 Coliformes thermotolérants

Les volumes obtenant des résultats statistiquement acceptables pour chacun des sites de prélèvements ont été filtrés sur la membrane. Cette dernière a été déposée dans une boîte de Pétri de 49 mm x 9 mm (Millipore, Bedford, États-Unis) contenant environ 4 ml de milieu gélosé m-FC solidifié (Difco, Becton Dickinson, #267720, Sparks, États-Unis). Les gélose ont été incubées en position inversée dans un incubateur à $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ pendant $24\text{h} \pm 2$ heures. Les membranes sur lesquelles il y avait entre 30 et 120 colonies typiques de couleur bleue pâle à bleu foncé ont été énumérées.

4.3.4 *Clostridium perfringens*

Les échantillons d'eau ont été filtrés sur des membranes et celles-ci déposées sur un milieu m-CP (Acumedia, # 7477, Baltimore, Etats-Unis, Armon et Payment, 1988). Les géloses ont été incubées dans des boîte de Pétri de 60 x 15 mm (Fisher, #875713A, Nepean, Canada) en condition anaérobie à $45^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ pendant 18-24 heures. Après cette période, toutes les géloses ont été soumises pendant environ 30 secondes aux vapeurs

d'hydroxyde d'ammonium (Fisher, Fair Lawn, États-Unis) et les colonies qui ont développé une couleur rosée ont été dénombrées.

4.3.5 Spores des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA)

Un volume de 100 ml d'échantillon a été pasteurisé dans un bain-marie à 80°C pour une période de 22 minutes. L'échantillon refroidi a été filtré puis la membrane a été déposée sur le milieu R2A (Difco, #218263, Becton Dickinson, Sparks, États-Unis) contenant 0,005% (m/v) de 2,3,5-Triphenyltetrazolium (Sigma, St-Louis, États-Unis). Les géloses ont été incubées à 35°C ± 0,5°C pendant 24 heures. Les colonies d'apparence rougeâtre ou incolore ont été dénombrées.

4.3.6 Calcul et expression des résultats

Ce qui suit s'applique à toutes les méthodes de dénombrement des bactéries décrites précédemment. Tous les résultats ont été exprimés en unité formant des colonies (UFC) par 100 ml d'échantillon selon l'équation suivante :

$$\text{UFC/100 ml} = \frac{\text{nombre de colonies dénombrées}}{\text{Volume d'échantillon analysé en ml}} \times 100$$

4.4 Coliphages

Les coliphages somatiques et les coliphages mâle-spécifiques ou à ARN ont été étudiés pour tous les types d'échantillons par la méthode sur simple couche d'agar (U.S.EPA 1602). Cette méthode requière l'ajout d'une bactérie hôte et de l'agar liquide à un échantillon. Le mélange est rapidement versé dans une boîte de Pétri. Chacune des boîtes

est observée pour y examiner les plages de lyse qui apparaissent comme des zones claires dans le tapis bactérien. La quantité de coliphages dans un échantillon est par la suite exprimée en unité formatrice de plages (UFP) pour 100 ml d'échantillon.

4.4.1 Préparation des souches bactériennes

Les coliphages somatiques ont été dénombrés sur la souche *E. coli* CN13 provenant du laboratoire de Pierre Payment, Institut Armand-Frappier, Université du Québec, Montréal, Canada (ATCC#700696) et les mâle-spécifiques sur la souche *E. coli* HS (pFamp)R provenant de Victor Cabelli, Département de microbiologie, Université du Rhode Island, Kingston, RI, Etats-Unis (ATCC#700891). Les deux types de coliphages ont été mis en évidence sur des souches mutantes *d'E. coli* en phase logarithmique résistantes à l'acide nalidixique.

Les souches bactériennes conservées à -80°C ont été décongelées à la température pièce. Un volume de 0,5 ml de chacune des souches a été ajouté à 25 ml de milieu TSB supplémenté d'acide nalidixique d'une concentration finale à 0,01% (Difco, #211768, Becton Dickinson, Sparks, Etats-Unis). Les souches ont été incubées à 37°C avec agitation pendant 2-3h. Une vérification de la croissance a été faite en prenant la densité optique à 520 nm pour pouvoir identifier la phase de croissance logarithmique qui se situe entre une densité optique de 0,1 et 0,5. Toutefois, les conditions optimales pour obtenir une confluence se situent près de 0,3 pour la souche CN13 et 0,45 pour la souche HS. Par la suite, les souches ont été conservées à 4°C jusqu'à leur utilisation.

4.4.2 Préparation du milieu 2X TSA nécessaire à la croissance des coliphages

L'énumération des bactériophages a été faite sur le milieu 2X TSA (Tryptic soy agar) composé de 60g/L de TSB (Tryptic soy broth), 18 g/L d'agar (Difco, Détroit, États-Unis) et complété à un volume final de 1L avec de l'eau ultrapure. Le milieu a été chauffé sous

agitation pour bien le dissoudre puis autoclavé 15 minutes à 121°C sous 15 psi. Par la suite, le milieu a été refroidi et gardé dans un bain-marie à 45°C jusqu'à son utilisation. À ce moment, un volume d'acide nalidixique a été ajouté au milieu afin d'obtenir une concentration finale de 0,02%.

4.4.3 Énumération des coliphages

Cette technique comporte l'utilisation de dilutions pour obtenir un nombre d'unité formatrice de plages entre 0 et 300 pour les mâle-spécifiques et 0 à 100 pour les somatiques. Ces dilutions ont été effectuées en utilisant une solution saline (0,85%) et en ajoutant 1300 µL de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (4M), ce qui permet de favoriser la croissance des bactéries hôtes (USEPA 1602), à un volume final de 10 ml pour chaque échantillon.

Les tubes d'échantillons ont d'abord été mis à 37°C pour cinq minutes puis 1 ml de la souche bactérienne relative aux coliphages recherchés a été ajouté. Après agitation, ceux-ci ont ensuite été placés à 45°C pour trois minutes. Un volume de 10 ml de milieu 2X TSA additionné d'acide nalidixique est ajouté à chacun des tubes échantillons. Les tubes ont immédiatement été versés dans une boîte de Pétri (100 x 15 mm, Fisher, Nepean, Canada). Lorsque le milieu fut solidifié, soit après dix minutes, les géloses ont été incubés en position inversée à 37°C pour 24 heures. Lorsque des bactéries sont lysées, une zone claire se développe à travers le tapis bactérien confluent qui s'était développé et se sont ces zones qui sont énumérées après la période d'incubation.

Il est important de noter que durant cette méthode, l'échantillon et l'hôte bactérien ne devaient pas rester plus de dix minutes en contact avant d'être coulé sur pétris. L'augmentation du temps de contact peut résulter en une surestimation du nombre puisqu'il peut y avoir répliation des phages. Par ailleurs, dix minutes étaient nécessaires à la solidification du milieu. Le temps contact entre l'échantillon et les bactéries hôtes ne devait donc pas dépasser 20 minutes (U.S. EPA 1602).

4.5 Parasitologie

Les parasites protozoaires qui ont été étudiés sont les kystes de *Giardia lamblia* et les oocystes de *Cryptosporidium parvum*. Ces deux parasites ont été recherchés seulement dans l'eau d'égout et dans l'eau traitée par physico-chimie, puisque c'est seulement la présence et non la viabilité qui a été recherché dans chacun des échantillons.

4.5.1 Concentration des parasites

Le dénombrement des kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* a été fait selon une modification de la méthode U.S. EPA 1622/1623 qui prévoit de concentrer les parasites sur cartouche filtrante (Envirocheck ou autre). Étant donné le niveau élevé de micro-organismes présents, une méthode de concentration plus simple et moins coûteuse a été utilisé, soit la centrifugation.

Un volume d'un litre d'échantillon a été centrifugé à 3025 x g sans frein pendant 15 minutes à 4°C (Beckman, J6-HC) dans une bouteille à fond plat de 1L en polypropylène (Nalgene, Rochester, NY, États-Unis). Le surnageant a ensuite été décanté et le culot a été resuspendu et inactivé en utilisant 10 ml d'une solution aqueuse composée de formol et de Tween 80 (Fisher scientifique, Fair Lawn, États-Unis) à une concentration de 3,7% (v/v) et 0,1% (v/v) respectivement. Le contenu a été transféré dans un tube à centrifuger en polypropylène de 50 ml (Corning, Cambridge, États-Unis). Le volume total a été complété avec une solution de formol 3,7% + Tween 80 à 0,1% pour obtenir un volume final de 20 ml. L'ajout du Tween 80 empêchait les parasites d'adhérer aux différentes composantes utilisées. Ce tube a par la suite été conservé à 4°C jusqu'à l'étape de purification.

4.5.2 Purification

Tout le contenu du tube de 50 ml a été transféré dans un tube de verre puis placé dans un bain à ultrasons (Branson 5200, Bransonic, Shelton, États-Unis) pendant dix minutes. Un tube à centrifuger en polypropylène de 50 ml a été préparé en versant un volume de 15 ml de sucrose 50% (densité: 1.23 g/cm^3) sur lequel a été déposé délicatement une couche de 15 ml d'un gradient de Percoll-sucrose à 1.10 g/cm^3 . Un volume d'échantillon a ensuite été déposé à la surface du Percoll-sucrose. Ce volume était de 5 ml de concentré s'il s'agissait d'un échantillon d'eau d'égout ou de 10 ml s'il s'agissait d'une eau traitée. Le tube a été centrifugé à $1050 \times g$ sans frein et à 4°C pour dix minutes.

La solution de Percoll-sucrose était constituée de: 45 ml de Percoll (Amersham Biosciences, Uppsala, Suède), 10 ml de sucrose 2.5 M (EM Science, Gibbstown, États-Unis) et un certain volume d'eau permettant d'ajuster la gravité spécifique à 1.10 g/cm^3 . Cette densité a été obtenue en pesant un volume de 10 ml sur une balance (Mettler, A30) puis ajuster avec de l'eau à 11,0 g. ou $1,10 \text{ g/cm}^3$. Cette solution ne peut être utilisée si la densité spécifique est inférieur à 1.09 g/cm^3 et celle-ci est conservée à 4°C .

Après la centrifugation, le surnageant a été recueilli jusqu'à la moitié de la zone de sucrose 50%. Le surnageant a été par la suite homogénéisé puis séparé en part égale dans deux tubes de 50 ml avant d'être dilué en complétant le tube à 50 ml avec une solution de PBS (Phosphate-buffered saline) 1% + Tween 80 à 0.1%. L'important est d'obtenir un facteur de dilution de l'ordre de deux ou trois pour éliminer l'effet de densité. L'échantillon a été centrifugé à nouveau à $2500 \times g$ pendant 10 minutes sans frein et à 4°C . Le surnageant a ensuite été doucement décanté et le tube a été déposé à l'envers sur un papier pour environ 30 secondes dans le but d'assécher le culot. Par la suite, 1 ml d'eau ultrapure a été ajouté dans le premier tube pour resuspendre le culot. Le tout a par la suite été transféré dans l'autre tube pour resuspendre l'autre culot. Ce tube a été conservé à 4°C jusqu'au moment où la réaction d'identification par immunofluorescence ait été effectuée.

4.5.3 Identification par réaction d'immunofluorescence directe

Une quantité d'échantillon a été déposée dans le puit d'une lame du kit Aqua-Glo (Waterborne, New Orleans, États-Unis). Le volume déposé était de 50 μL pour un échantillon provenant de l'affluent et 200 μL s'il s'agissait d'une eau traitée. Dans le cas d'un échantillon d'égout, un volume de 150 μL d'eau ultrapure avait été auparavant déposé sur la lame pour obtenir une meilleure uniformité. La lame a été séchée durant au moins 2h 30 minutes.

Par la suite, une goutte ($\sim 65\mu\text{L}$) d'une solution 0,1X d'anticorps anti-*Giardia* et anti-*Cryptosporidium* couplés à la fluorescéine (trousse commerciale Aqua-Glo G/C, Waterborne) a été déposée dans chaque puit. La lame a par la suite été incubée à 35°C en présence d'humidité pour un minimum de 30 minutes. Après ce temps d'incubation, la lame a été rincée trois fois dans une solution de PBS 1X (Gibco, Grand Island, États-Unis) puis laissée tremper deux minutes dans cette même solution. La lame a été séchée à plat pendant quatre minutes puis une goutte de contre colorant (bleu Evans) (« counterstain » trousse Aqua-Glo) a été déposée sur l'échantillon. Cette étape a nécessité ensuite une incubation d'une minute à température pièce en laissant la lame à plat sur la table. La lame a de nouveau été rincée une seule fois puis elle a complètement été asséchée en laissant la lame à plat à la température pièce et à l'obscurité pour environ 25 minutes. Une fine goutte ($\sim 10\mu\text{L}$) de milieu de montage « No-fade mounting medium » a été déposée sur la lame avant d'y appliquer une lamelle (24 x 60 mm, VWR, West Chester, États-Unis). Lorsque les lames ne pouvaient être lues immédiatement, elles devaient être conservées à 4°C pour une période indéterminée.

4.5.4 Énumération des kystes et des oocystes

Les lames ont été lues au microscope à fluorescence (Olympus, BX50) en utilisant le filtre WIB (fluorescéine) et un grossissement de 200X. Une forme ovoïde ou sphérique de 4 à 6 μm de diamètre d'une couleur verte fluorescente et dont on pouvait voir une paroi bien délimitée et une ligne médiane a été comptée comme étant un *Cryptosporidium*

parvum. Pour énumérer un *Giardia lamblia*, une forme plutôt ronde à ovale comme un ballon de « football » de 8 -18 µm de long et 5-15µm de largeur de couleur verte fluorescente avec une membrane bien délimité devait être observée (USEPA 1622/1623). Un témoin positif joint dans le kit Aqua-Glo a été observé pour fin de comparaison.

4.5.5 Test de l'efficacité de la méthode de concentration et purification des parasites

4.5.5.1 Préparation d'un témoin positif

Une dilution du témoin positif fournit dans la trousse commerciale Aqua-Glo a été préparé pour obtenir une concentration de 693 *Cryptosporidium*/ml et 880 *Giardia*/ml.

4.5.5.2 La méthode de concentration par centrifugation et de purification sur Percoll-sucrose

Deux échantillons de 1L d'eau traitée obtenu après le traitement physico-chimique (Fabreville) ont été utilisés. Ce type d'eau a été employé plutôt que de l'eau d'égout ou de l'eau du robinet dans un premier temps pour minimiser l'effet de l'échantillon sur le nombre de parasite et dans un second temps pour avoir une certaine turbidité dans l'échantillon. À l'un de ces échantillons a été ajouté 1,5 ml du témoin positif préparé précédemment (1040 *Cryptosporidium* et 1320 *Giardia*). Par la suite, les deux échantillons ont été concentrés par centrifugation comme mentionnée à la section 4.5.1.

Après avoir été resuspendu, l'échantillon qui ne contenait pas de témoin positif a été divisé en deux tubes de 10 ml. Dans l'un de ces tubes, 750 µL du témoin positif a été ajouté (520 *Cryptosporidium* et 660 *Giardia*). Tous les tubes sont purifiés sur Percoll-sucrose puis identifié sur lame comme décrit à la section 4.5.2 et 4.5.3.

4.6 Virologie

Lors de ce projet, la présence ou l'absence de virus a été recherchée plutôt que leur nombre. Leur présence a été mise en évidence par différents passages en culture cellulaire sur des cellules MA-104 puis détecté par une réaction immunoenzymatique. Cette réaction, l'immunoperoxidase, permet de localiser des antigènes de nature et d'origines variées grâce à l'utilisation d'anticorps spécifiques et d'un marqueur lié à ces derniers. Deux paramètres vont favoriser l'identification des virus soit l'utilisation des cellules MA-104 qui sont de grosses cellules épithéliales facilement observables sous un microscope, et deux passages sur cultures cellulaires qui stimulent la croissance des virus (Payment et al, 1989).

4.6.1 Lignée cellulaire

La lignée cellulaire MA-104 utilisée pour mettre en évidence la présence de virus provenait du ATCC # CRL-2378.1. Ces cellules de rein de fœtus de singe rhésus supportent bien la croissance de plusieurs virus entériques humains (Payment et Trudel, 1987). Toutes les manipulations ont été effectuées sous une hotte à flux laminaire de niveau 2. Les cellules utilisées étaient gardées congelées dans l'azote liquide à -140°C. Au moment de commencer la lignée cellulaire utilisée durant ce projet, un tube contenant des cellules MA-104 a été plongé dans un bain-marie à 37°C. Le contenu du tube a ensuite été transféré dans un flacon de 25 cm² (Corning Glass Works, NY, Etats-Unis) et mis en présence de milieu de croissance. Ce flacon a été incubé à 37°C pendant 24h avant que le milieu ait été vidangé puis remplacé par du nouveau milieu de croissance avant d'être à nouveau replacer à 37°C.

4.6.2 Culture cellulaire

4.6.2.1 Maintien hebdomadaire

Pour le maintien hebdomadaire de la lignée cellulaire, un flacon de polystyrène de 75 cm² (Corning Glass Works, NY, États-Unis) a été utilisé tandis que des flacons de 150 cm² sont utilisés pour la production de cellules. Un milieu de croissance, le 1/2- 1/2, (82% (v/v) d'eau ultrapure stérile, de 5% (v/v) de milieu minimum essentiel 10X (MEM-Earle 10X) (Gibco, Grand Island, NY, États-Unis), 5% (v/v) de milieu 199-Hank 10X (Gibco, NY, États-Unis), 5% (v/v) de sérum de veau fœtal (HyClone, Utah, États-Unis), 2% (v/v) de bicarbonate de sodium (Gibco, Grand Island, NY, États-Unis) et 1% (v/v) de L-glutamine (Gibco, Grand Island, NY, États-Unis) a été utilisé pour la propagation des cellules.

Le milieu de maintien du flacon a été vidangé puis trois lavages successifs de 5 ml d'une solution de trypsine (trypsine (0,05%), EDTA-disodique (0,02%) (Gibco, Grand Island, États-Unis) dans du PBS sans calcium ni magnésium) ont été effectués pour éliminer le sérum. Lors de chaque lavage, la solution de trypsine a été dispersée doucement sur les cellules et jetée immédiatement. Le flacon a été incubé à 37°C en présence de 2 ml de trypsine jusqu'à ce que les cellules se décollent de la paroi, soit quatre à cinq minutes. Un volume de 10 ml de milieu 1/2- 1/2 contenant du sérum a ensuite été ajouté pour neutraliser l'effet de la trypsine. Les agrégats de cellules ont été dispersés en projetant la suspension sur la paroi du flacon. Ce volume a par la suite été transféré à 40 ml de milieu 1/2- 1/2 pour obtenir un volume final de 50 ml.

Un compte des cellules viables au Trypan bleu (Gibco BRL, Grand Island, États-Unis) a été effectué avec un hémacytomètre. Pour chaque chambre un volume de 10 µL a été déposé.

Un volume de la suspension cellulaire a été mis en culture dans un flacon à une concentration de 50 000 cellules/ml. Les cellules ont ensuite été incubées, en s'assurant que le flacon était hermétique, à 37°C pour obtenir la confluence des cellules. Après une période d'incubation de quatre jours à 37°C, le milieu de croissance a été changé pour du

milieu de maintien. Ce milieu était composé majoritairement d'eau ultrapure stérile à 86% (v/v), de 10% (v/v) de milieu minimum essentiel (MEM-Earle 10X), de 3% (v/v) de bicarbonate de sodium (Gibco, Grand Island, États-Unis) et de 1% (v/v) de sérum fœtal de veau. Ce milieu permettait de garder les cellules saines en réduisant considérablement la prolifération cellulaire étant donné l'absence d'acides aminés essentiels à celle-ci.

Pour le titrage des virus, des plateaux de 24 cupules à fond plats (Corning Glass Works, NY, États-Unis) avec une concentration de 75 000 cellules/ml ont été utilisés. Ces plateaux ont été incubés dans une étuve humidifiée à atmosphère de 5% de CO₂ à 37°C. Une période de quatre à cinq jours d'incubation a été allouée pour les plateaux avant leur utilisation.

4.6.3 Récupération des virus

Dans un échantillon d'eau de 1,8 litres, de l'extrait de bœuf (Difco Laboratories, # 211520) a été ajouté à 0,5% (p/v). Quelques gouttes d'anti-mousse ont été ajoutées et l'échantillon a été mis sous agitation pour obtenir une solution homogène. Le pH a été ajusté goutte à goutte et sous agitation à $4,0 \pm 0,2$ puis 0,1% (v/v) de chlorure ferrique (0,5M) (Fisher, Fair Lawn, États-Unis) a été ajouté. Le pH a été descendu à $3,5 \pm 0,2$, pH optimal de la floculation organique. Après avoir laissé flocculer l'échantillon pendant 15 minutes, celui-ci a été centrifugé à $3025 \times g$ pendant 15 minutes à 4°C et sans frein. Ce culot a été resuspendu avec 5 ml de glycine 0,5M à pH 9 (25% (v/v) de glycine 2M (Sigma, St-Louis, États-Unis), 5% (v/v) Penicilline-Streptomycine (Gibco, Grand Island, États-Unis) et 70% de milieu maintien (MEM) additionné de 1% de Pénicilline-Streptomycine et de 0,1% de Gentamicine (Gibco, NY, États-Unis)). Le volume du culot a été mesuré puis complété si nécessaire à un volume final de 10 ml avec du milieu de maintien (MEM) contenant 1% de Penicilline-Streptomycine (Gibco, Grand Island, États-Unis) et 0,1% de Gentamicine (aussi désigné MEM avec antibiotiques). Le plus rapidement possible, le pH a du être ramené à $7,2 \pm 0,2$. L'échantillon a été congelé à -

80°C pour la conservation des virus, mais aussi pour éliminer les bactéries et autres micro-organismes.

4.6.4 Premier passage sur culture cellulaire

Après la décongélation des échantillons, un traitement au fréon (30% (v/v)) (Trichlorotrifluoroethane, Fisher scientific, Nepean, Canada) a été effectué sur la suspension dans un tube à centrifugation en polypropylène de 7 ml (Labor, Anjou, Canada). Cette solution a été agitée et centrifugée à 3025 x g sans frein et à 4°C pendant une heure. Ce traitement a permis de réduire considérablement la toxicité de l'échantillon pour les cellules. De plus, ce procédé a permis de récupérer toutes les cellules mortes dont plusieurs étaient des bactéries.

Le surnageant a été récupéré en prenant soin de ne pas récupérer l'interphase entre l'échantillon et le fréon puisque c'est là qu'étaient concentrés les bactéries, et transféré dans un tube contenant 5% (v/v) de Pénicilline-Streptomycine et 1% (v/v) de Fungizone. Des dilutions ont été exécutées selon la concentration de virus retrouvée précédemment en utilisant du milieu de maintien additionné de 1% (v/v) de Pénicilline-Streptomycine et de 0,1% (v/v) de Gentamicine .

Le milieu de croissance $\frac{1}{2}$ - $\frac{1}{2}$ des plateaux de 24 cupules, préparés quatre à cinq jours auparavant, a complètement été vidangé par aspiration. Le feuillet cellulaire a été par la suite infecté avec 0,3 ml des dilutions préparées précédemment et les plateaux ont été incubés une heure dans une étuve humidifiée à atmosphère de 5% (v/v) de CO₂ à 37°C. Après l'incubation, deux lavages successifs avec du MEM avec antibiotiques (milieu de maintien additionné de 1% (v/v) de Pénicilline-Streptomycine et de 0,1% (v/v) de Gentamicine (Sigma, Oakville, Canada) ont été effectués pour diminuer la toxicité de l'échantillon sur les cellules. Les plateaux ont été incubés pendant 11 jours dans une étuve à 37°C humidifiée à atmosphère de 5% (v/v) de CO₂. Pendant cette période, les plateaux ont été observés pour y noter toute évidence de toxicité et pour noter toute

évolution de l'infection des cellules. Après cette période, un compte des cupules positives a été effectué puis les plateaux sont congelés à -20°C.

4.6.5 Deuxième passage sur culture cellulaire

Les plateaux ont été décongelés à température pièce et un homogénat de 0,3 ml de chaque cupule a été transféré de façon stérile dans de nouveaux plateaux préparés trois à quatre jours auparavant. Le milieu de croissance de ces derniers avait auparavant été remplacé par 0,7 ml de MEM avec antibiotiques. Ces plateaux ont été incubés pour 7 jours dans une étuve à 37°C humidifiée à atmosphère de 5% (v/v) de CO₂.

Un témoin positif nécessaire à la réaction d'immunoperoxydase a été fait en infectant des cellules saines avec une dilution permettant le moins d'effet cytopathique possible du rotavirus simien SA-11 (ATCC #VR-899). De plus, une cupule négative contenant seulement du milieu sans aucun échantillon a été préparée. Celle-ci a permis de confirmer la stérilité du milieu et de la technique.

4.6.6 Détection des virus par réaction immunoperoxydase indirecte

Une lecture des plateaux du 2^e passage a été préalablement faite à la réaction d'identification des virus pour identifier s'il y a contamination des cupules ou dans le but de voir l'évolution de l'infection qui pouvait parfois se traduire par un effet cytopathique. Ce dernier se traduit par des changements morphologiques typiques témoignant de la présence de virus. Les entérovirus se manifestent généralement par un arrondissement des cellules suivi du décollement des cellules du feuillet. Les adénovirus provoquent l'arrondissement des cellules et une augmentation de la réfringence. De plus, les cellules dégénérées par la présence des adénovirus ont tendance à l'agglomération. Les cupules où des phénomènes semblables ont été observés n'ont pas été traitées par immunoperoxydase et ont été considérées comme positives.

Les plateaux du deuxième passage ont été vidangés puis rincés à deux reprises avec 2-3 ml de PBS 1% à pH neutre. Afin de fixer les cellules, 0,5 ml d'une solution de méthanol contenant 1% de peroxyde d'hydrogène (Sigma, St-Louis, États-Unis) a été ajouté à chaque puit. Le peroxyde a permis d'éliminer la peroxydase endogène si elle était présente. Les cellules ont été laissées en contact 15 minutes avec cette solution avant d'être rincées deux fois avec une solution de PBS à 0,1% et pH neutre. Ensuite, 0,3 ml d'une solution de 0,5 % (v/v) de γ -globuline hyper-immune (IgG)(Bayer, Elkhart, États-Unis) et de PBS 1% a été ajouté dans chacun des puits dans un environnement non stérile. Les plateaux ont été incubés durant 1h30 à 2 heures dans une étuve à 37°C humidifiée à atmosphère de 5% de CO₂.

Les puits ont été rincés deux fois avec 2 ml d'une solution de PBS à 0,1% et pH neutre. Par la suite, 0,3 ml d'une solution de PBS 1X pH 8,5 avec 1% de protéine A (Kirkegaard et Perry Laboratories, Gaithersburg, États-Unis) a été ajouté dans chaque cupule dans un environnement non stérile. C'est à cette protéine qu'était conjuguée l'enzyme peroxydase puisque celle-ci a une grande affinité pour les IgG. Une nouvelle période d'incubation d'une durée minimum de 60 minutes a été allouée dans une étuve à 37°C humidifiée à atmosphère de 5% (v/v) de CO₂.

Après la période d'incubation, les plateaux ont été lavés quatre fois avec une solution de PBS à 0,1% et pH neutre. Le dernier volume de rinçage n'a pas été vidangé, mais conservé comme isolant à cellule. Par la suite, la solution de DABa été préparée dans 15 ml d'eau ultrapure et en y ajoutant une pastille de DAB (di-amino-benzidine; Sigma, St-Louis, États-Unis) et une pastille « Urea hydrogen peroxide ». Cette solution a été agitée jusqu'à dissolution complète puis 0,3 ml de cette solution a été distribuée rapidement dans chaque cupule vidangée. Les cellules ont été mises en contact avec cette solution le temps qu'il y ait réaction entre la peroxydase et le DAB soit environ dix minutes. Enfin, les cupules ont été lavées trois fois avec un filet d'eau du robinet et observé au microscope photonique renversé (Leitz, Labouret). La révélation de l'activité enzymatique de la peroxydase par la 3-3'diamino-benzidine (DAB) en présence de peroxyde d'hydrogène s'est traduit par un précipité brun observable à l'intérieur du

cytoplasme de la cellule en microscopie photonique à faible ou moyen grossissement. Ce précipité localise la peroxydase sur l'anticorps et par conséquent l'antigène spécifique dans ce cas-ci des virus entériques. La présence de ce précipité brun à l'intérieur du cytoplasme des cellules a été recherchée mettant ainsi en évidence les cellules infectées. Le décompte des cupules positives pour chacune des dilutions a ensuite été compilé.

4.6.7 Évaluation du titre virale par calcul du nombre le plus probable d'unités infectieuses par litre (NPPUI/L)

Chaque cupule a été observée et la présence d'une réaction typique positive de la présence de virus entériques a été notée. Puisque le nombre d'organismes était très bas et qu'il n'était pas possible de séparer les spécimens par des dilutions, la méthode statistique du calcul du nombre le plus probable a été utilisée pour estimer le nombre le plus probable d'unités infectieuses par litre (NPPUI/L). L'essentiel de cette méthode est de diluer l'échantillon pour trouver un degré où l'inoculum va contenir le plus souvent, mais non toujours, des organismes viables. De plus, les dilutions ont permis de réduire l'effet toxique qu'aurait pu avoir un échantillon d'eaux usées. Les résultats pour chacune des dilutions ont été compilés et le calcul du NPPUI a été effectué à l'aide du programme MPN calculator.

4.6.7.1 Résultats négatifs

Les résultats négatifs obtenus à la réaction d'immunoperoxydase ont été notés comme étant 0,2 nppui plutôt que « 0 ». Cette nomenclature a été adoptée à cause de la limite de détection de la méthode et pour fin de calcul de moyenne.

4.6.8 Test de l'efficacité de la méthode de récupération

4.6.8.1 Préparation du témoin

La solution de virus Sabin-1 (#26/04/90), dont le titre est 10^6 particules virales par ml, a été décongelée à température pièce. Une solution a été préparée à une concentration de 10^4 /ml avec du MEM avec antibiotiques puis filtrée avec un filtre de $0,2 \mu\text{m}$ avec lequel quelques millilitres de sérum fœtal de veau (~ 2-3 ml) ont préalablement été filtrés.

4.6.8.2 Concentration des virus

En travaillant en triplicata, 900 ml d'eau du robinet a été ajoutée à une concentration finale de 1,5% d'extrait de bœuf (# lot : 2025002 exp.30-11-2006) dans une flasque Erlenmeyer de 1L. Après que l'extrait de bœuf ait été dissout en utilisant un agitateur magnétique, 1 ml de la solution de Sabin-1 utilisé à une concentration de 10^4 /ml a été ajouté. À ce moment là, un aliquote (~ 5 ml) de l'homogénat a été prélevé puis congelé à -80° .

Sous agitation, le pH de la solution a été ajusté à 4 en ajoutant goutte à goutte du HCl 1,2N. Du FeCl_3 0,5M a été ajouté à une concentration finale de 0,1% puis le pH a été abaissé à 3,5 avec du HCl. Le tout a été transféré dans une bouteille à centrifuger de 1L. Après avoir laissé la floculation organique se produire pendant 15 minutes, la solution a été centrifugée à $3025 \times g$ pendant 15 minutes à 4°C sans frein. Le surnageant a été décanté et un aliquote a été prélevé. Le pH a été ajusté à 7 en utilisant du NaOH 1N et l'aliquote est congelé à -80°C . Le culot a été dispersé de façon stérile avec 10 ml de glycine à pH 9. Cette solution a été complétée à 25 ml avec du MEM avec antibiotique après avoir été bien homogénéisée. Le pH a été ajusté à 7,2 avant que les échantillons soit congelés à -80°C .

4.6.8.3 Titrage par plages du virus

Certains virus, dont les entérovirus, provoquent la formation de plages de lyse dans le feuillet cellulaire en milieu nutritif gélifié. Ces plages ayant pour origine une seule particule infectieuse, il est possible de titrer un virus avec une grande précision (Manuel de techniques virologique, Payment et Trudel, 1989). Ainsi, des cellules sensibles au virus entériques, soit les cellules MA-104 ont été préparées dans des flacons de 25 cm². Après l'obtention de la confluence cellulaire, le milieu a été vidangé puis remplacé par 0,4 ml de chacune des fractions utilisées ou des aliquotes recueillis durant la méthode (voir tableau 3). Chacun des tubes a été utilisé en duplicata. Les flacons ont été incubés à 37°C pour une heure sur une plaque permettant une agitation délicate et constante, ceci afin de favoriser l'adsorption des virus.

Tableau III: Dilutions des fractions et aliquotes utilisés sur les cellules

Fractions utilisées	Dilutions (10 ^x)	Volume utilisé (ml)
Sabin-1 concentré (10 ⁶)	-5, -6	0,4
Sabin-1 dilué (10 ⁴)	-2, -3	0,4
Aliquotes		
Dilué	ND, -1, -2	0,4
Surnageant	ND, -1	0,4
Concentré	-1, -2	0,4

ND : non dilué

Un milieu à base d'agar provenant du mélange de la solution A et de la solution B a été préparé. La solution A était constituée à 20% de MEM-Earle (10X), 2% de glutamine (200mM), de 4% de sérum fœtal de veau, à 5% de bicarbonate de sodium, de 3% de rouge neutre (1 :1000), de 2% de Pénicilline (10 000 U/ml) Streptomycine (10 000µg/ml)

et complétée avec de l'eau ultrapure. La solution B était constituée à 3% (p/v) de Bacto-agar et de 97% d'eau ultrapure. Cette solution, contrairement à la solution A, a été stérilisée à l'autoclave à 120°C pendant 20 minutes puis placée dans un bain-marie à 45°C pour 15-20 minutes. Pas plus de 15 minutes avant leur utilisation, les solutions A et B ont été mélangées en volumes égaux puis placée dans un bain-marie à 45°C.

Les flacons ont été additionnés de 6 ml de milieu à base d'agar conservé à 45°C a été déposé sur la face opposée au feuillet cellulaire à l'aide d'une seringue semi-automatique. Le milieu a ainsi été refroidi avant de toucher les cellules. Cette étape a été importante puisqu'une température supérieure à 40°C pouvait tuer les cellules. Toutefois, il était important de ne pas trop attendre avant de retourner le flacon pour permettre le contact avec les cellules puisque le milieu se solidifie à ~37°C. Les flacons ont été laissés à la température pièce et à la noirceur pour 30 minutes, soit le temps nécessaire pour permettre la solidification du milieu. Après ce temps, les flacons ont été placés à 37°C en position inversée et à l'abri de la lumière. Après 48h et 72h d'incubation, un compte du nombre de plages a été effectué. L'identification des plages après 48h était nécessaire pour prévenir à long terme la fusion des plages de lyse qui pouvait se produire après 72h s'il y avait présence de nombreux virus. Même si les plages de lyse n'étaient pas toutes visibles après 48h, un compte a été effectué pour ne pas sous-estimer la quantité de virus présent.

4.6.8.4 Expression des résultats

Le titre du virus formant des plages (ufp) a été calculé de la façon suivante à partir des flacons contenant idéalement 25-70 plages ("n").

$$\text{ufp/ml} = \frac{\text{Nombre de plages dans "n" flacon}}{\text{"n"}} \times \text{dilution} \times \frac{10}{4}$$

Le facteur 10/4 ramène le titre infectieux par ml puisque 0,4 ml de virus ont été inoculé.

Résultats

5.1 EFFICACITÉ DES MÉTHODES

Lors de ce projet, l'efficacité de la station à réduire le nombre de micro-organismes pathogènes a été mesurée. Pour ce faire, différentes méthodes ont été utilisées pour isoler les virus entériques humains et les parasites protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium*.

Le décompte des virus entériques a été effectué par l'isolement de ceux-ci des différents échantillons d'eaux par une technique de floculation organique suivie d'une centrifugation. Pour vérifier l'efficacité de cette méthode, trois essais ont été effectués avec un échantillon contrôle. Pour ces différents essais, un faible écart a été observé pour le nombre de virus récupérés par ml d'échantillon (Tableau IV). Par ces résultats, la méthode s'est montrée reproductible et a permis une récupération moyenne des virus entériques présents dans un échantillon d'eau de l'ordre de 88%.

Le décompte des parasites a été obtenu durant le projet par leur isolement des différents échantillons d'eau par centrifugation et purification sur Percoll-sucrose.

Les résultats de récupération par centrifugation obtenus pour *Giardia* ont été très élevés, tous les parasites présents dans le témoin sont retrouvés dans le culot (Tableau IV). Toutefois, 9% des oocystes du témoin ont été retrouvés après la centrifugation.

L'étape sur Percoll-sucrose qui permet une purification du matériel obtenu lors de la centrifugation a obtenu 77% pour la récupération des kystes (Tableau IV). Cette méthode a été moins efficace pour *Cryptosporidium* où presque 50% des oocystes ont été perdus.

En général, la méthode utilisée a permis d'énumérer 77% des kystes et seulement 4% des oocystes présents dans les différents échantillons d'eau étudiés. Les résultats obtenus ont aussi permis de qualifier cette méthode comme étant reproductible étant donné les résultats similaires observés pour chacun des essais effectués.

Puisque cette méthode s'est malheureusement avérée peu efficace pour la détection des oocystes de *Cryptosporidium* dans les échantillons, les données obtenues n'ont pas été présentées.

Tableau IV: Efficacité de la méthode de récupération des virus entériques humains cultivables par floculation organique et centrifugation

	Inoculum	Nombre récupéré	% Récupération
	<i>UFP/ml</i>	<i>UFP/ml</i>	
Essai 1	$2,3 \times 10^4$	$2,2 \times 10^4$	96%
Essai 2	$2,3 \times 10^4$	$2,1 \times 10^4$	91%
Essai 3	$2,3 \times 10^4$	$1,8 \times 10^4$	78%
Moyenne	$2,3 \times 10^4$	$2,03 \times 10^4$	88%

UFP : Unité formatrice de plaque

Tableau V: Efficacité de la méthode de récupération des parasites protozoaires

		Inoculum		Nombre récupéré		% Récupération	
		<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Récupération par centrifugation	Essai 1	1320	1040	1620	90	100%	9%
	Essai 2	680	1070	850	96	100%	9%
	Moyenne	1000	1055	1235	93	100%	9%
Récupération sur Percoll-sucrose	Essai 1	660	520	515	240	78%	46%
	Essai 2	630	1036	475	485	75%	47%
	Moyenne	645	778	495	362,5	77%	47%
Efficacité moyenne de la méthode						77%	4%

5.2 EFFET DES DÉBITS HORAIRES SUR LA DISTRIBUTION DES MICRO-ORGANISMES

La quantité d'eau usée à traiter à la station d'épuration est influencée par les activités humaines. À titre d'exemple, les débits horaires moyens du mois de juillet 2002 à la station d'épuration d'Auteuil sont présentés à la figure 1 et à l'annexe 2.

Une variation du débit d'eau usée à traiter est observée durant la journée et ce débit peut même doubler sur une période de 24h (figure 1). La plus grande quantité d'eau usée à traiter par cette station est reçue à 12h tandis que le plus faible est observée durant la nuit (5h) (figure 1).

La figure 2 montre que pour chacun des indicateurs bactériens mesurés à l'affluent de la station d'épuration d'Auteuil, les concentrations observées sont aussi variables durant la journée. L'allure de la courbe obtenue pour chacun de ces micro-organismes se compare à celle du débit horaire de la station durant la même période de temps.

De plus, l'analyse des figures 1 et 2 permet d'observer une ressemblance selon le moment de la journée entre le schéma de distribution des micro-organismes liés aux matières fécales, tels que *Clostridium*, et la courbe de débit de la station. Ainsi, à 12h l'augmentation du débit est la plus forte et la concentration de *Clostridium* est plus élevée d'un log.

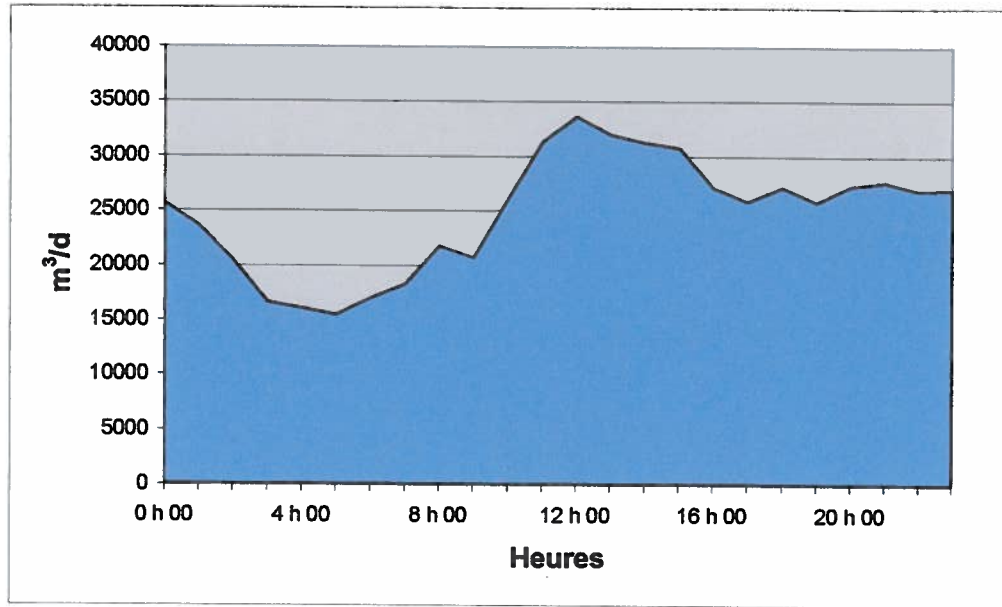


Figure 1: Débit horaire moyen à l'affluent de la station d'épuration d'Auteuil pour le mois de juillet 2002

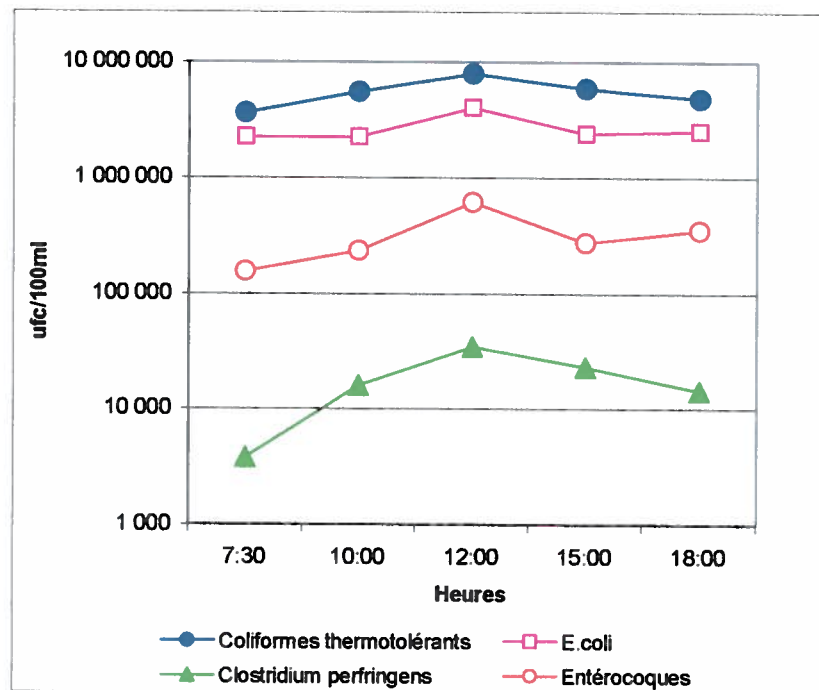


Figure 2: Variation horaires des micro-organismes indicateurs observés à la station d'épuration d'Auteuil entre le 12 et 19 juillet 2001

5.3 CARACTÉRISTIQUES DES DIFFÉRENTS TYPES D'EAU

5.3.1 Eau d'égout

Les résultats journaliers sont présentés à l'annexe 3 et les tableaux VI et VII résument les valeurs pertinentes des analyses effectuées sur l'eau d'égout.

Un dénombrement élevé de micro-organismes a été observé dans l'affluent de la station d'épuration de Fabreville. Dans le cas des eaux d'égout, tous les échantillons d'eau contenaient des coliformes thermotolérants, *C. perfringens*, des spores de BHAA, des coliphages (F-ARN et somatiques) et des kystes de *Giardia lamblia* (tableau VI). Un résultat positif à la présence de virus entériques humains a été obtenu pour 14 des 22 échantillons d'eaux usées analysées. La méthode utilisée pour l'énumération de ces virus ne permettant pas la détection d'une densité inférieure à 0,2 nppui/L, les résultats négatifs au test ont été considérés < 0,2 nppui/L et ne peuvent être considérés négatifs à la présence de virus.

Dans l'eau d'égout, les coliformes thermotolérants constituaient le groupe dominant et leur nombre variait de 310 000 ufc/100ml (juillet 2002) à 7 250 000 ufc/100ml (août 2002) (m.g. de 1 815 000 ufc/100ml). *Clostridium perfringens* était moins fréquent à une densité moyenne de 22 000 ufc/100ml. Les coliphages (F-ARN et somatiques) étaient présents à 15 500 ufp/100ml et les spores de BHAA à 5 700 ufc/100ml. Les kystes de *Giardia lamblia* étaient nombreux, leur nombre variant de 1 400 kystes/L (avril 2002) à 12 300 kystes/L (juin 2002) (m.g. de 5 200 kystes/L). Le nombre de virus entériques le plus faible observé était de < 0,2 nppui/L, le plus fort étant de 18 300 nppui/L (août 2002) (m.g. 20 nppui/L).

Les eaux usées du secteur Fabreville contenaient aussi une quantité moyenne de 66,6 mg/L de matières en suspension. La plus grande quantité (98 mg/L) fut retrouvée au mois d'août et la plus faible (48,8 mg/L) au mois de juin. La station devait aussi traiter en moyenne 1,7 mg/L de phosphore total et un sommet atteint en août de 2.53 mg/L.

Tableau VI: Pourcentage de positivité des micro-organismes mesurés selon le type d'eau analysé

	Eau d'égout			Effluent du traitement physico-chimique			Effluent de la Désinfection ultraviolet		
	Positifs	N	% positifs	Positifs	N	% positifs	Positifs	N	% positifs
Coliformes thermotolérants	22	22	100%	22	22	100%	22	22	100%
<i>Clostridium perfringens</i>	22	22	100%	22	22	100%	21	22	95%
Spores de BHAA	22	22	100%	22	22	100%	22	22	100%
Coliphages F-ARN	21	21	100%	21	21	100%	18	21	86%
Coliphages somatiques	21	21	100%	21	21	100%	7	21	33%
<i>Giardia lamblia</i>	22	22	100%	22	22	100%	nd	22	nd
Virus entériques	14	22	64%	12	22	55%	6	22	27%

Tableau VII: Sommaire des résultats des analyses effectuées sur l'affluent de la station d'épuration de Fabreville

	Moyenne géométrique	Minimum	Maximum
Coliformes thermotolérants (ufc/100ml)	1 815 000	310 000	7 250 000
<i>Clostridium perfringens</i> (ufc/100ml)	22 000	9 000	16 000
Spores de BHAA (ufc/100ml)	5 700	2 300	11 800
Coliphages F-ARN (ufp/100ml)	15 000	1 500	53 000
Coliphages somatiques (ufp/100ml)	16 000	6 200	121 000
<i>Giardia lamblia</i> (kystes/L)	5 200	1 400	12 300
Virus entériques (nppui/L)	20	< 0,2	18 300
Matières en suspension (mg/L)	66,6	26	110
Phosphore total (mg/L)	1,7	0,8	2,8

5.3.2 Effluent du traitement physico-chimique

Les résultats des analyses journalières sont présentés à l'annexe 3 et résumés dans le tableau VIII.

Le traitement physico-chimique permet une réduction du nombre de micro-organismes présent à l'affluent du traitement. Le tableau VI montre que tous les échantillons prélevés à la sortie de ce traitement contenaient des coliformes, des clostridies, des spores de BHAA, des coliphages et des kystes de *Giardia*. Un résultat positif, sans nul doute, à la présence des virus entériques a été observé pour 55% des prélèvements effectués à l'effluent de ce traitement.

Après le traitement physico-chimique, les coliformes étaient toujours le groupe prédominant, (m.g. 147 000ufc/100ml) leur nombre variant de 41 000 ufc/100ml (mars 2002) à 2 000 000 ufc/100ml (août 2002). La moyenne des coliphages somatiques était de 1 900 ufp/100ml. *Clostridium perfringens* et les coliphages F-ARN suivent avec un dénombrement moyen de 1300 ufc/100 ml et 1100 ufp/100 ml, respectivement. Les spores de BHAA étaient présentes à 580 ufc/100 ml d'échantillon. Le nombre de micro-organismes pathogènes était de 155 kystes de *Giardia* et 3 nppui de virus par litre d'eau traitée. Les dénombrements les plus élevés observés pour ces pathogènes étaient de 360 kystes/L (juin 2002) et 1800 nppui/L (août 2002).

Cette portion du traitement épurateur de la station de Fabreville permet, en plus de la réduction des micro-organismes, le contrôle des paramètres physico-chimiques. À la sortie de ce traitement, l'effluent contient une concentration moyenne de matière en suspension de 10,2 mg/L et une concentration en phosphore total de 0,3 mg/L.

Tableau VIII: Sommaire des résultats des analyses effectuées sur l'effluent du traitement physico-chimique

	Moyenne géométrique	Minimum	Maximum
Coliformes thermotolérants (ufc/100ml)	147 000	41 000	2 000 000
<i>Clostridium perfringens</i> (ufc/100ml)	1 300	420	2 100
Spores de BHAA (ufc/100ml)	580	80	1 200
Coliphages F-ARN (ufp/100ml)	1 100	470	3 400
Coliphages somatiques (ufp/100ml)	1 900	520	6 300
<i>Giardia lamblia</i> (kystes/L)	155	35	360
Virus entériques (nppui/L)	3	0,2	1 800
Matières en suspension (mg/L)	10,2	3	24
Phosphore total (mg/L)	0,3	0,1	0,4

5.3.3 Effluent de la désinfection UV

Les coliformes thermotolérants et les BHAA sporulantes étaient présents dans tous les échantillons d'eau recueillis après la désinfection (annexe 3).

Comme dans les autres types d'eau, les coliformes thermotolérants ont été retrouvés en plus grand nombre et leur dénombrement se situait entre 45 ufc/100ml et 4200 ufc/100ml (juillet 2002) (tableau IV). En nombre moins important, il y avait une densité moyenne de 320 ufc/100ml de *Clostridium perfringens* et 140 ufc/100 ml de spores de BHAA. Les coliphages F-ARN et somatiques présentaient un dénombrement moyen respectif de 30 ufp et 10 ufp pour 100ml. Le parasite *Giardia lamblia* était toujours présent. La plus faible densité présente à l'effluent était de 35 kystes/L et la plus élevée était de 360 kystes/L. L'infectiosité des kystes n'a toutefois pas été mesurée. La moyenne des virus entériques présents à l'effluent de ce traitement était de 0,2 nppui/L et variait entre <0,2 nppui/L et 23 nppui/L (mars 2002). Pour fin de calcul de la moyenne géométrique des virus, tous les résultats <0,2 nppui/L ont été considérés positifs (0,2 nppui/L) puisqu'ils n'étaient pas sans nul doute négatif et la valeur qui leur a été attribué (0,2 nppui/L) n'a pas influencé pas de façon importante et erroné le calcul de la moyenne.

Tableau IX: Sommaire des résultats des analyses effectuées sur l'effluent de la désinfection UV

	Moyenne géométrique	Min	Max
Coliformes thermotolérants (ufc/100ml)	690	45	4 200
<i>Clostridium perfringens</i> (ufc/100ml)	320	20	1 100
Spores de BHAA (ufc/100ml)	140	10	680
Coliphages F-ARN (ufp/100ml)	30	5	130
Coliphages somatiques (ufp/100ml)	10	5	80
<i>Giardia lamblia</i> (kystes/L)	155	35	360
Virus entériques (nppui/L)	0,2	< 0,2	23

5.4. EFFICACITÉ DES DIFFÉRENTS TRAITEMENTS

Les exigences de rejet biologiques et physico-chimiques de la station de Fabreville sont statuées par le ministère des affaires municipales, du sport et des loisirs (MAMSL) sur une base mensuelle. Cet intervalle permet l'ajustement des différents traitements épurateurs. Les résultats obtenus durant ce projet ont donc été traités sur une base mensuelle dans les tableaux X, XI et XII pour poursuivre la même perspective que celle du MAMSL. De plus, les sessions d'échantillonnages lors du projet ont été prévues pour couvrir les variations possibles durant un mois.

5.4.1 Traitement physico-chimique

Les résultats obtenus pour l'efficacité de ce traitement à réduire les paramètres mesurés sont présentés dans le tableau X.

Après le traitement physico-chimique, l'abattement des kystes de *Giardia* était significatif avec une moyenne de 97%. L'efficacité de réduction observée variait de 94,7% en avril 2002 à 99,1% en février 2002.

Environ 94% des *Clostridium perfringens*, 93% des coliphages F-ARN et 92% des coliformes thermotolérants présents dans l'eau d'égout ont été éliminés dans les boues (tableau X). Ce traitement a permis aussi d'éliminer 89% des spores de BHAA et 86% des coliphages somatiques.

Les virus entériques humains cultivables ont été réduits en moyenne de 82%. L'efficacité minimale et maximale de réduction observée pour les virus était 36,1% (mai 2002) et de 99,7% (mars 2002), respectivement.

Le traitement physico-chimique a permis aussi une réduction moyenne de 84,2% des matières en suspension et de 83,2% du phosphore total.

Tableau X: Sommaire des résultats de l'enlèvement des micro-organismes mesurés à l'effluent du traitement physico-chimique

	Enlèvement moyen (m.a.)	Enlèvement minimal	Enlèvement maximal
Coliformes thermotolérants	91,8%	81,2%	96,5%
<i>Clostridium perfringens</i>	93,6%	89,6%	99,0%
Spores de BHAA	89,4%	83,3%	96,7%
Coliphages F-ARN	92,8%	88,1%	95,9%
Coliphages somatiques	86,2%	68,7%	92,6%
<i>Giardia lamblia</i>	96,8%	94,7%	99,1%
Virus entériques	82,0%	36,1%	99,7%
Matières en suspension	84,2%	77,5%	88,3%
Phosphore total	83,2%	79,5%	88,4%

5.4.2 Désinfection UV

Dans l'effluent désinfecté aux UV, les coliformes thermotolérants et les coliphages somatiques ont été les plus efficacement éliminés avec 99% de réduction en moyenne. Les kystes de *Giardia* (96,8%) et les coliphages F-ARN (94,6%) ont été réduits moins efficacement que les coliformes. Toutefois, c'est seulement l'enlèvement et non l'inhibition du pouvoir infectieux des kystes qui a été évalué. Les virus, *Clostridium perfringens* et les spores des BHAA ont été plus résistants avec une réduction moyenne respective de 69,1%, 62,2% et 62,1%. La réduction maximale et minimale observée pour les virus entériques a respectivement été de 99,9% (août 2002) et 21% (mai 2002). Les résultats de mars, avril et juin pour les virus n'ont pas été inclus dans le traitement des résultats et vont être expliqués dans la discussion.

5.4.3 Efficacité de la station

La combinaison des deux traitements épuratoires a permis une réduction élevée de tous les micro-organismes et paramètres observés. Les coliformes et les coliphages ont été réduits à 99,9%. L'efficacité de la station à réduire *C. perfringens* et les spores de BHAA a respectivement été de 97,7% et 96,1%. Les kystes de *Giardia* sont réduits de 97% par le traitement physico-chimique. L'infectiosité des kystes présents dans l'effluent de la station n'était pas connue, mais ceux-ci devraient être sensibles à la désinfection. Les différents traitements ont éliminé en moyenne 89% des virus, mais nous pouvions observer une réduction minimale de 50% en mai 2002 et maximale de 99,99% en août 2002.

Les matières en suspension et le phosphore total ont été réduits de 84% avec un écart de 78% à 88%.

Tableau XI: Sommaire des résultats de l'enlèvement des micro-organismes mesurés à l'effluent de la désinfection UV

	Enlèvement moyen (m.a.)	Enlèvement minimal	Enlèvement maximal
Coliformes thermotolérants	99,0%	98,1%	99,9%
<i>Clostridium perfringens</i>	62,2%	23,7%	96,2%
Spores de BHAA	62,1%	36,1%	98,1%
Coliphages F-ARN	94,6%	89,7%	99,7%
Coliphages somatiques	99,5%	99,0%	99,8%
<i>Giardia lamblia</i>	96,8%	94,7%	99,1%
Virus entériques	69,1%	21,2%	99,9%

Tableau XII: Sommaire des résultats de l'enlèvement des micro-organismes mesurés à l'effluent de la station d'épuration de Fabreville

	Efficacité moyenne (m.a.)	Efficacité minimale	Efficacité maximale
Coliformes thermotolérants	99,9%	99,9%	99,99%
<i>Clostridium perfringens</i>	97,7%	95,8%	99,81%
Spores de BHAA	96,1%	91,6%	99,81%
Coliphages F-ARN	99,6%	99,2%	99,98%
Coliphages somatiques	99,9%	99,7%	99,99%
<i>Giardia lamblia</i>	96,8%	94,7%	99,08%
Virus entériques	88,5%	49,6%	99,99%
Matières en suspension	84,2%	77,5%	88,32%
Phosphore total	83,2%	79,5%	88,39%

5.4.4 Variabilité de l'efficacité de réduction de la station

La figure 3 illustre que certains micro-organismes tels que *Clostridium* et les spores de BHAA, sont plus résistants aux différents traitements.

Selon la figure 3, l'efficacité d'enlèvement de la station a été constante pour tous les micro-organismes mesurés à l'exception des virus entériques.

L'enlèvement des virus a été le plus faible en avril et en mai 2002, mais a été supérieure à 98% pendant tous les autres mois. Pour le mois de juin 2002, aucun résultat de l'efficacité de la station n'a été obtenu puisque aucun virus n'a été retrouvé dans l'affluent de la station.

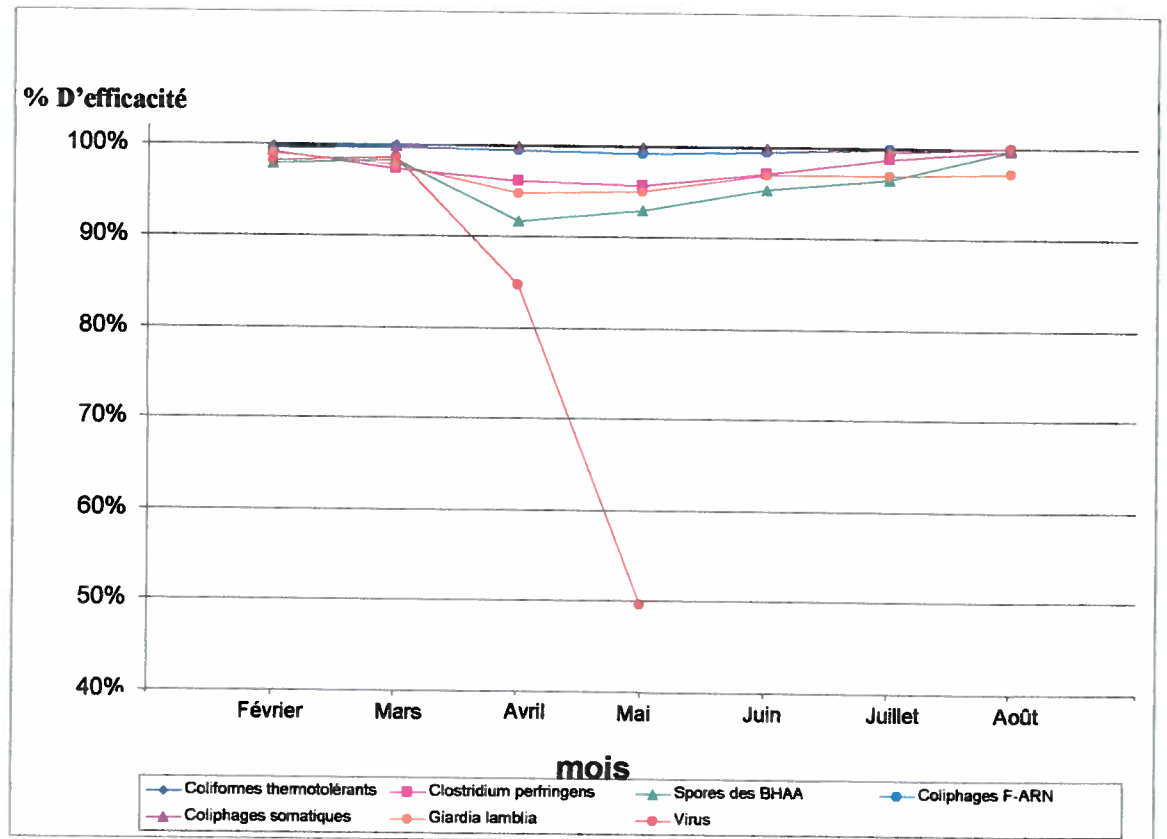


Figure 3: Graphique de l'efficacité moyenne mensuelle de la station à réduire les micro-organismes mesurés

5.4.5 Enlèvement

La figure 4 illustre que la contribution moyenne du traitement physico-chimique dans la réduction des micro-organismes a été d'environ 1 log et *Giardia lamblia* a été le micro-organisme le plus réduit (1,5 log).

Le pouvoir épurateur de la désinfection était plus variable. Les coliformes et les coliphages somatiques ont montré un abattement additionnel de 2 log après la désinfection. D'autres micro-organismes (virus, clostridies, spores de BHAA) ont été plus résistants et ont montré une diminution de 0,5 log.

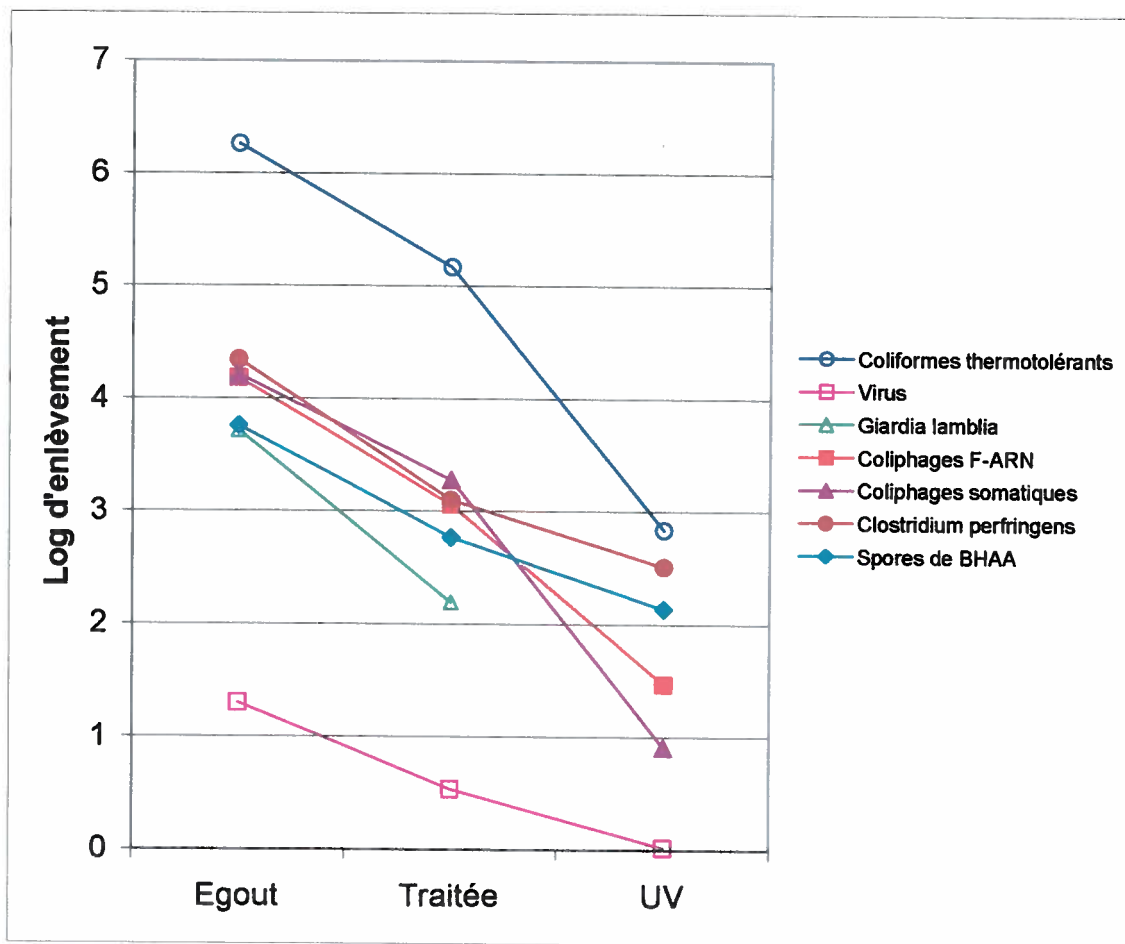


Figure 4: Graphique de l'enlèvement moyen des micro-organismes à la station d'épuration de Ville de Laval (Fabreville)

5.5 ANALYSES STATISTIQUES

5.5.1 Corrélation entre le dénombrement des indicateurs mesurés et les micro-organismes pathogènes

Les résultats des analyses microbiologiques ont été soumis à une analyse de corrélation (Coefficient de Pearson) après une transformation logarithmique des valeurs (tableau XIII). Les concentrations observées pour chacun des micro-organismes mesurés ont été comparées avec les concentrations des *Giardia* et des virus.

Dans l'affluent de la station, l'application d'un test de coefficient de corrélation de Pearson suggère une corrélation entre la densité de *Giardia* et celle des coliphages F-ARN. Dans ce type d'eau, le dénombrement des coliformes et des coliphages somatiques était en corrélation avec celui des virus. Les analyses suggèrent aussi une relation entre la concentration des virus et celle des matières en suspension.

À l'effluent du traitement physico-chimique, une corrélation a été observée entre le dénombrement de *Clostridium* et celui de *Giardia*. Pour ce type d'eau, la concentration des coliformes et des coliphages prédisait correctement l'enlèvement des virus entériques.

Après la désinfection, aucun paramètre n'a permis de prédire correctement la présence des kystes de *Giardia* et des virus.

Tableau XIII: Corrélation entre le dénombrement des différents micro-organismes indicateurs, *Giardia lamblia* et les virus selon le traitement appliqué

		Coliformes thermotolérants	<i>Clostridium perfringens</i>	Spores de BHAA	Coliphages F-ARN	Coliphages somatiques	Matières en suspension
Égout	Corr.	0,175	0,337	0,083	0,474	0,199	-0,136
	p	0,436	0,125	0,714	0,026	0,376	0,546
	n	22	22	22	21	21	22
Virus	Corr.	0,43	0,121	0,319	0,402	0,542	0,565
	p	0,046	0,592	0,148	0,063	0,009	0,006
	n	22	22	22	21	21	22
Traitée	Corr.	-0,061	0,506	0,294	0,063	-0,435	nd
	p	0,787	0,016	0,184	0,781	0,043	nd
	n	22	22	22	21	21	nd
UV	Corr.	0,699	-0,213	0,277	0,648	0,599	nd
	p	0,000	0,341	0,212	0,001	0,003	nd
	n	22	22	22	21	21	nd
UV	Corr.	-0,231	-0,088	-0,183	-0,049	0,099	-0,328
	p	0,302	0,697	0,414	0,829	0,66	0,137
	n	22	22	22	21	21	22

Corr : Coefficient corrélation de Pearson

p : probabilité

n : nombre d'éléments

nd : non disponible

En gras : valeur significative ($p \leq 0.05$)

5.6 RESPECT DES EXIGENCES DE REJET À LA RIVIÈRE

5.6.1 Exigence de rejet hivernal

L'exigence de rejet à la rivière de la station d'épuration de Fabreville pour la période du 1^{er} octobre au 31 mai est de 4 000 ufc de coliformes thermotolérants pour 100 ml d'eau traitée. L'efficacité du traitement physico-chimique durant cette période ne permettait pas de respecter l'exigence de rejet puisque la moyenne géométrique était de 77 000 ufc/100ml (figure 5a). À l'effluent de ce traitement, les micro-organismes pathogènes *Giardia lamblia* (146 kystes/L) et les virus entériques humains (1 nppui/L) étaient encore présent en nombre important.

La désinfection par les UV de l'effluent du traitement physico-chimique a permis d'atteindre l'exigences de rejet, la moyenne géométrique étant de 926 ufc/100ml (figure 5b). De plus, la valeur maximale de coliformes thermotolérants rejetés durant cette période (1 460 ufc/100ml) n'a pas dépassé pas les exigences fixés par le ministère. *Giardia lamblia* était présent dans l'eau désinfectée (146 kystes/L), mais son degré d'infectiosité n'a pas été déterminé. Les virus entériques étaient encore présents avec un maximum de 82 nppui/L (m.g : 1 nppui/L).

Durant cette période, la station a respecté ses exigences de rejet pour les matières en suspension (9,7 mg/L) et pour le phosphore total (0,26 mg/L), les objectifs mensuels étant de 20 mg/L et de 0,5 mg/L, respectivement.

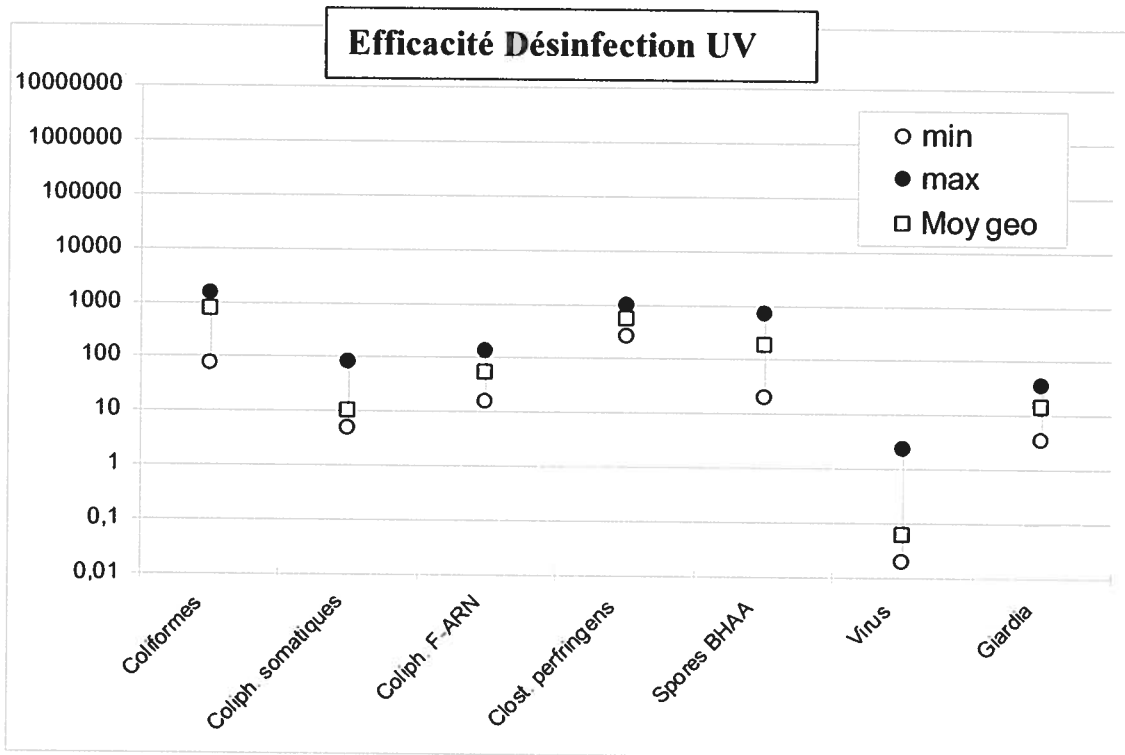
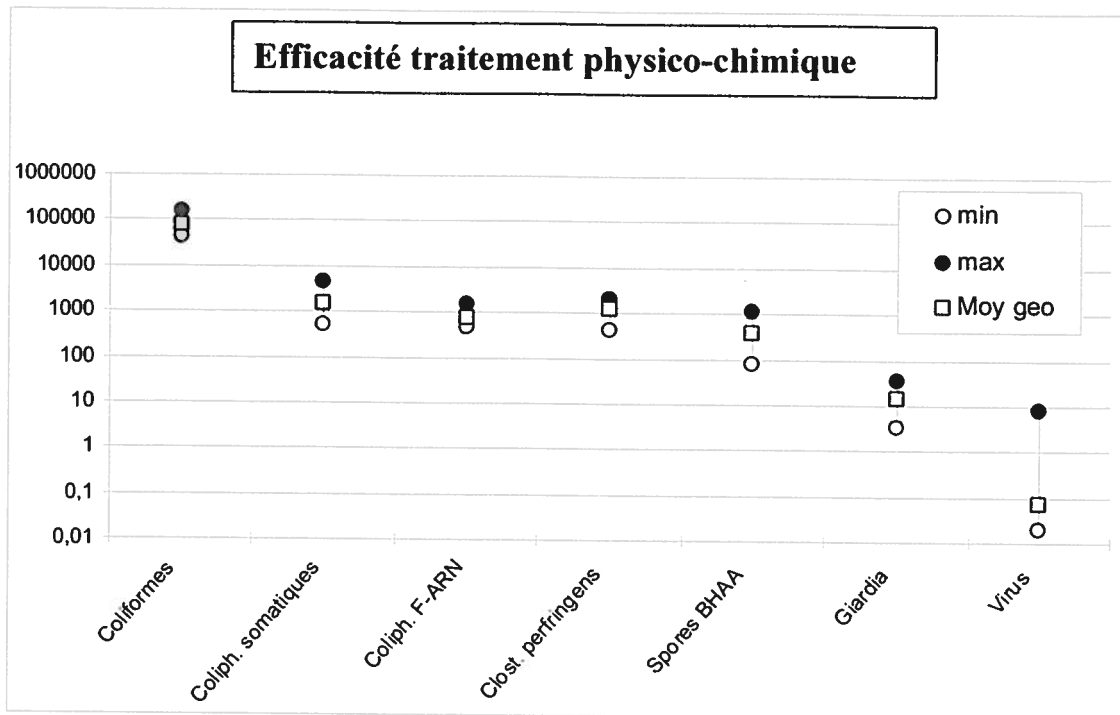


Figure 5: Comparaison du traitement physico-chimique (a) et de la désinfection UV (b) pour l'atteinte de l'exigence de rejet hivernal pour les coliformes thermotolérants (4000 ufc de coliformes/100ml)

5.6.2 Exigence de rejet estival

L'exigence de rejet à la rivière de la station d'épuration de Fabreville pour la période du 1^{er} juin au 31 septembre est de 500 ufc de coliformes thermotolérants pour 100 ml d'eau traitée. Le traitement physico-chimique utilisé seul n'a pas permis pas d'atteindre la valeur proposée par le ministère de l'Environnement (figure 6a). Le parasite *Giardia lamblia* et les virus entériques humains étaient présents après le traitement à une m.g. de 163 kystes/L et 13 nppui/L.

L'effluent de la désinfection ultraviolet contenait en moyenne 632 ufc de coliformes thermotolérants pour 100 ml d'eau (figure 6b). La station ne respecte pas son exigence de rejet, mais le dépassement était de faible amplitude. La concentration minimale et maximale durant cette période a été de 45 ufc/100ml et 4 200 ufc/100ml, respectivement. *Giardia lamblia* était toujours présent (163 kystes/L), mais l'infectiosité des kystes n'a pas été déterminé. Certains virus entériques humains étaient eux aussi encore présents avec une m.g. de 0,4 nppui/L et un minimum et maximum de < 0,2 nppui/L et de 5 nppui/L, respectivement.

La station a respecté durant la période estivale ses objectifs de rejet physico-chimiques. Elle a rejeté en moyenne une concentration de matières en suspension de 10,58 mg/L et une concentration de phosphore total de 0,28 mg/L. L'objectif de rejet mensuel était de 20 mg/L pour les matières en suspension et de 0,5 mg/L pour le phosphore total.

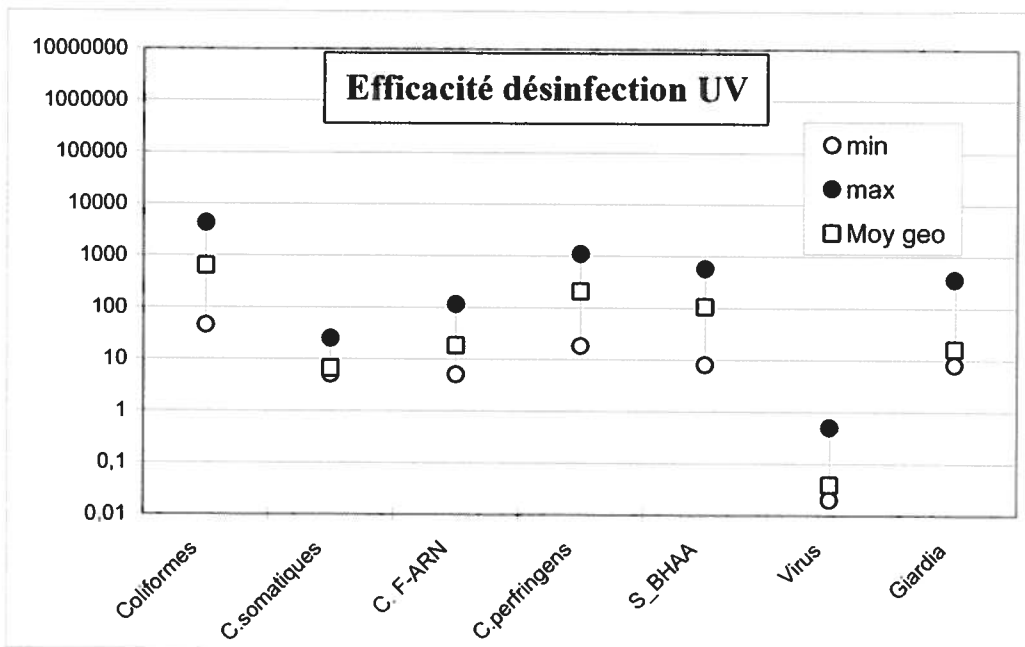
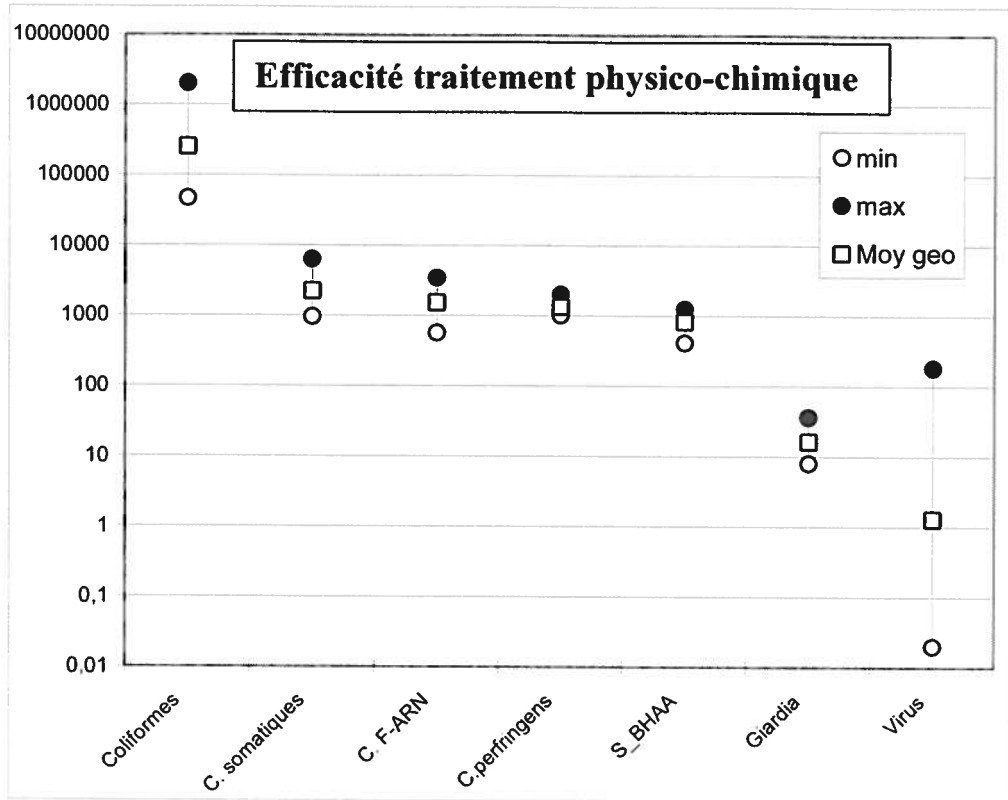


Figure 6: Comparaison du traitement physico-chimique (a) et de la désinfection UV (b) pour l'atteinte de l'exigence de rejet estival pour les coliformes thermotolérants (500 ufc de coliformes/100ml)

Discussion

6.1 RESPECT DES EXIGENCES DE REJET À LA RIVIÈRE

La station d'épuration de Fabreville doit respecter certaines exigences de rejet à la rivière. Ces exigences ont été établies selon le type de traitement utilisé et l'usage du milieu récepteur. Par exemple, pour le secteur Fabreville les exigences de rejets sont de 500 UFC de coliformes thermotolérants l'été et de 4000 UFC de coliformes thermotolérants l'hiver.

Les résultats obtenus durant ce projet montrent que les exigences de rejets en coliformes thermotolérants ne pourraient être atteints sans un système actif de désinfection, en l'occurrence pour Fabreville, les rayons UV. S'il y a arrêt du système de désinfection, un nombre important de micro-organismes pathogènes se retrouve dans le milieu récepteur et crée un risque pour la santé des utilisateurs du cours d'eau.

À la station de Fabreville, le système de désinfection est opéré tout au long de l'année pour limiter le nombre de micro-organismes pathogènes dans la rivière des Mille Iles. Même en fonction des exigences variables durant l'année, les doses utilisées varient légèrement ce qui explique la faible différence entre la qualité du rejet en coliformes l'hiver (926 UFC) et l'été (632 UFC).

La station ajuste toutefois la puissance des rayons UV selon les résultats journaliers obtenus. Ainsi, pour le mois d'août un accroissement du nombre de coliformes a forcé l'utilisation d'une puissance élevée des rayons UV. Les exigences de rejet établies sur une base mensuelle permettent donc à la station d'ajuster son traitement pour s'y conformer.

La station de Fabreville a de plus respecté tout au long du projet son exigence de rejet en phosphore total (0,27 mg/L) et en matière en suspension (10,2 mg/L) pour des valeurs moyennes attendues de 0,5 mg/L et 20 mg/L, respectivement.

6.2 EFFET DES DÉBITS HORAIRES SUR LA DISTRIBUTION DES MICRO-ORGANISMES

À l'entrée de la station, le débit varie en fonction des activités humaines du secteur desservi et donc en fonction du moment de la journée. En effet, selon l'horaire des travailleurs, les plages horaires passées au travail et à la maison vont influencer différemment la quantité d'eau usée que reçoit la station. En général, la majeure partie des travailleurs commence leur journée tôt le matin. Au réveil, l'utilisation de l'eau est très importante puisque prendre une douche et l'utilisation de la toilette est souvent des activités privilégiées à ce moment de la journée. Cette eau riche en matière fécale ainsi qu'en micro-organismes est amenée à la station par le réseau d'égouts et les différentes stations de pompage. L'acheminement de l'eau usée de la maison à la station dans tout le réseau physique du secteur desservi nécessite environ quatre à cinq heures. C'est ce délai qui explique que le débit le plus élevé se retrouve à la station à 12h plutôt qu'à 8h.

De nombreux facteurs influencent la qualité et l'ampleur du traitement effectué à la station d'épuration. Le débit d'eau à traiter ainsi que la charge microbienne en sont deux importants. Après son utilisation par l'être humain, l'eau se charge de matières organique et minérale, de substances nutritives (phosphore), de détergent et de micro-organismes. Ainsi, au moment où la quantité d'eau usée est la plus grande, le traitement est le plus sollicité. Ce fait est corroboré par la comparaison de la courbe de la variation horaire des micro-organismes indicateurs liés aux matières fécales et celle du débit journalier, qui démontre que la quantité de micro-organismes présents est en fonction du volume d'eau à traiter. Ceci témoigne aussi que la charge microbiologique pathogène des eaux usées est étroitement liée au débit d'eau reçu, puisque les micro-organismes indicateurs mesurés sont fréquemment associés avec des micro-organismes pathogènes et que leur distribution est comparable (Bitton, 1999).

De plus, la quantité d'eau usée qui est acheminée à la station influence le temps de rétention ainsi que les dosages des produits chimiques utilisés lors du traitement physico-chimique (AQTE, 1985). Plus il y a d'eau à traiter, donc un risque plus grand de micro-organismes présents, plus les composantes du traitement physico-chimique doivent être

ajustées à la hausse. De plus, le temps pour former un flocc adéquat doit être bien respecté, donc un temps de rétention allongé, pour permettre d'éliminer le plus de micro-organismes présents (AQTE, 1985). La dose UV employée est aussi fonction de ce débit reçu. Des doses UV plus grandes sont utilisées lorsque le niveau de l'eau dans la chambre des UV est plus important et lorsque la qualité de l'eau est plus trouble.

Étant donné que l'étude s'est déroulée dans une région urbaine typique du Québec, où quelques industries côtoient une vaste population citadine, on peut envisager que les activités effectuées et le moment où elles sont pratiquées se comparent à toute autre ville québécoise sans rejets industriels majeurs.

6.3 NOMBRE DE MICRO-ORGANISMES RETROUVÉS DANS LES EAUX USÉES

Dans une population donnée, les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des eaux usées sont plutôt uniformes (Bitton, 1999). Cependant, il peut exister des variations considérables d'une collectivité à une autre souvent à cause du climat, des conditions socio-économiques et de l'état de santé de la population. Ces facteurs peuvent expliquer la variation dans les résultats publiés dans la littérature.

6.3.1 Les bactéries indicatrices de l'efficacité du traitement

Traditionnellement, les micro-organismes indicateurs utilisés suggéraient la présence de micro-organismes pathogènes dans l'eau (Berg, 1978). Toutefois, aujourd'hui, il est connu qu'il peut y avoir présence d'indicateur et absence de pathogènes, ou vice versa. Aucune corrélation ne comportant nul doute n'a été établie entre le dénombrement de différents indicateurs et celui des micro-organismes pathogènes entériques (Grabow, 2001). Cependant, l'utilisation d'organismes normalement présents dans les fèces comme

indicateurs de pollution fécale permet d'envisager la possibilité de retrouver des organismes intestinaux pathogènes lorsque ceux-ci sont présents (Bitton, 1999).

Pour tous les indicateurs bactériens utilisés dans cette étude, un dénombrement élevé a été observé dans les eaux usées du secteur Fabreville de la ville de Laval. Les concentrations retrouvées dans la littérature pour les coliformes thermotolérants varient entre 100 000 et 10 000 000 ufc/100 ml avec une moyenne de 1 000 000 ufc/100 ml (Payment, 1991; Rose et al., 2001). Le dénombrement obtenu à la station de Fabreville est semblable à celui rapporté dans la littérature avec une moyenne de 1 800 000 ufc/100 ml d'eau usée.

Le dénombrement des spores de *Clostridium perfringens* a montré une densité moyenne de 22 000 ufc/100 ml, ce qui se compare avec ce qui a été rapporté par Rose et al. en 2001 soit une densité se situant près de 37 000 ufc/100 ml.

L'indicateur bactérien mesuré en moins grand nombre a été les spores de BHAA. Le dénombrement moyen pour 100 ml d'eau usée était près de 5 700 ufc/100 ml ce qui est semblable à ce qui est rapporté dans la littérature (5 000 ufc/100 ml)(Payment, 2003).

6.3.2 Les coliphages

Grabow (2001) et Rose et al. (2001) ont rapporté un dénombrement des coliphages somatiques dans les eaux usées entre 10^5 et 10^8 ufp/100 ml. La densité suggérée pour les coliphages F-ARN est quant à elle inférieure soit entre 20 000 et 50 000 ufp/100 ml (Grabow, 2001). Mentionné dans une récente étude, le nombre de coliphages (somatiques et F-ARN) estimé dans les eaux usées au Québec est d'environ 15 500 ufp/100 ml (Payment, 2003). Les résultats obtenus durant cette étude corroborent avec ces résultats puisque 16 000 ufp de coliphages somatiques et 15 000 ufp de coliphages F-ARN ont été énumérées dans un échantillon de 100 ml.

Le fait de retrouver un dénombrement maximal de coliphages somatiques deux fois plus élevé que celui des coliphages F-ARN est en accord avec ce qui est rapporté par différents auteurs (Grabow, 2001; Payment 1991). L'explication vient du fait que certaines souches de bactéries peuvent supporter la réplication des phages somatiques dans un échantillon d'eau provenant de l'environnement même en absence de certaines conditions optimales. Toutefois, dans ce type d'eau ou dans les eaux usées, les conditions nécessaires à la production du pilus sexué nécessaire à l'attachement des phages mâle-spécifiques à la bactérie sont très rares. Un facteur limitant important est la température qui se situe sous les 30°C, température nécessaire à la réplication sexuée des bactéries *E. coli*. Ceci implique que la réplication des phages mâle-spécifiques est moins favorable que celle des somatiques et explique le plus grand nombre de ces derniers dans un échantillon d'eau usée ou provenant de l'environnement.

Toutefois, le facteur de 500 envisagé pour les coliphages somatiques et de 100 pour les F-ARN proposée par Grabow en 2001 pour estimer le dénombrement des virus entériques, n'a pas été observée dans les eaux usées du secteur Fabreville de la ville de Laval.

6.3.3 Parasites protozoaire - *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*

Les protozoaires pathogènes d'origine intestinale *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* sont omniprésents. Certains auteurs estiment la concentration de *Giardia* à 10⁶ kystes par litre d'eau usée (Rose, 1988a et 1988b) comparativement à d'autres qui l'estiment entre 10² et 10⁴ kystes/L (Sykora et al., 1991; Karhl, 2002). Des études canadiennes effectuées par Wallis et al. (1996) ont démontré une concentration moyenne de 1000 kystes/L. Les résultats obtenus durant le projet sur la rivière des Mille-îles, sont en accords avec les données des auteurs qui estiment la concentration de *Giardia* entre 100 et 10 000 kystes/L et se comparent avec les études canadiennes.

Le dénombrement de kystes de *Giardia* observé dans l'affluent de la station est constant tout au long du projet. Ceci témoigne de la présence de cas de giardiose tout au long de

l'année au Québec. Cette constance peut s'expliquer du fait que les kystes de ce parasite sont viables pour une longue période de temps en eau froide (28 à 56 jours) et que les traitements en place ne permettent pas d'enlever tous les kystes présents (Payment, 1991).

Les résultats obtenus pour les oocystes de *Cryptosporidium parvum* sont très erratiques. Pour cette raison, aucune donnée n'a été analysée lors de ce projet. Ces résultats sont la conséquence de la faible efficacité de la méthode de récupération et de purification des oocystes utilisée lors de ce projet. Smith et Rose (1998) ont fait mention d'une récupération des oocystes de 3 à 29% et celle-ci est liée à la qualité de l'eau. Cependant, lors de ce projet la méthode avait été retenue à cause de la mention dans certains articles du grand nombre d'oocystes de *Cryptosporidium* dans les eaux usées (Payment, 1991). Toutefois, l'efficacité globale de récupération obtenue est seulement de 4%.

Payment et al. (1997) décrivent une efficacité de récupération des kystes de *Giardia lamblia* dans l'eau de rivière de 48 à 86% avec la méthode utilisée dans cette étude. Le rendement obtenu lors de ce projet a été supérieur à ceux attendu soit 77%. La morphologie et certains caractères des *Cryptosporidium* peuvent expliquer le meilleur rendement obtenu pour *Giardia*. Les kystes sont plus gros que les oocystes (8 à 12 μm par 7 à 10 μm comparé à 4 à 6 μm pour les oocystes) ce qui permet une meilleure sédimentation. De plus, les oocystes ont une grande affinité pour les surfaces ce qui peut expliquer les pertes encourues lors des nombreuses manipulations.

6.3.4 Virus entériques humains cultivables

Leur résistance au traitement et la faible dose infectieuse minimale des virus entériques humains ont conduit à plusieurs études afin de déterminer le risque pour la population d'une exposition à ces pathogènes. Dans la littérature, il est mentionné qu'il est possible de détecter une concentration de 10^6 virus/L d'eau usée (Bitton et al., 1985; Payment et Armon, 1989). Par contre, une étude réalisée au Québec par Payment et al. (2001) a démontré une concentration inférieure se situant près de 1 000 nppui/L. Les résultats obtenus lors de ce projet sont plus faibles que ceux mentionnés dans la littérature. Une concentration moyenne de 20 nppui/L (m.g.) a été mesurée dans les eaux usées du secteur Fabreville. Cette faible concentration observée à l'affluent est due aux nombreuses dilutions d'échantillons négatives à la présence de virus entériques (8 sur 22). Une telle observation est possible compte tenu du fait que les virus en circulation ne sont pas tous cultivables et que des substances interférant avec la détection des virus sont souvent présentes dans les eaux d'égout (Payment, 2003). Étant donné ces résultats obtenus, les données ont été traitées sur une base mensuelle pour minimiser l'importance des données erratiques.

La moyenne arithmétique ainsi que la valeur minimale et maximale sont toutefois similaires à celles obtenues par Payment et al. (2001). Ainsi, lorsque les échantillons sont positifs, le nombre de virus retrouvés correspond aux dénombrements retrouvés dans la littérature. Les fortes variations entre les différents résultats observés sont dépendantes du nombre de virus en circulation dans la population, du nombre d'individus infectés et des saisons (Payment et al., 1993).

Cependant, la concentration des virus mesurée dans les eaux usées est une sous-estimation du nombre réel puisque la méthode de récupération utilisée lors du projet a une efficacité de 88%. De plus, ce résultat a été obtenu avec de l'eau du robinet qui est exempte de matière en suspension. Or, il est connu que la présence de matière en suspension dans l'eau interfère avec la récupération des virus puisque ceux-ci s'adsorbent aux particules. Cependant, la technique par compte d'unité formatrice de plage est moins

sensible que la technique utilisée lors de ce projet. La méthode enzymatique permet de localiser des antigènes de nature et d'origines variées grâce à l'utilisation d'anticorps spécifiques et d'un marqueur lié à ces derniers.

Deux paramètres ont favorisé l'identification des virus dans la méthode utilisée soit l'emploi des cellules MA-104 qui sont de grosses cellules épithéliales facilement observable sous un microscope et qui tolère bien la croissance des virus entériques ainsi que deux passages sur cultures cellulaires qui stimulent la croissance des virus (Payment et Trudel, 1989). L'efficacité de la technique utilisée lors du projet peut donc se comparer avec celle obtenue lors des tests d'efficacité de la méthode. De plus, comparativement à d'autres méthodes comme celle du PCR, cette technique permet de détecter les virus infectieux (Metcalf et al., 1995). Les virus détectés représentent toutefois qu'une fraction des virus entériques présents dans les eaux usées puisque plusieurs ne peuvent être mis en culture (Payment, 1991).

Durant l'expérimentation, la concentration des virus entériques a augmenté du mois de mai à la fin août. Certains auteurs ont signalé un accroissement du nombre de virus à la fin de l'été et au début de l'automne (Berg 1966; Payment et al., 2001). Il a été suggéré que l'humidité relative est un facteur déterminant la distribution saisonnière des épidémies causées par les virus entériques (Mbithi et al., 1991). En effet, Sattar et ses collaborateurs (1984) ont démontré que les virus entériques non-enveloppés tel que le poliovirus, les adénovirus et les réovirus survivent mieux dans l'air lorsque l'humidité relative est élevée. De plus, Mbithi et al. (1991) ont souligné qu'un facteur d'humidité relative supérieure à 80% favorise la survie du poliovirus, du rotavirus et des adénovirus dans l'air et sur les surfaces inanimées. Ainsi, en été le taux d'humidité est plus élevé ce qui facilite la propagation des virus entériques et occasionne une augmentation du nombre d'infection dans la population et conséquemment du nombre de virus excrété dans les eaux usées.

6.4 EFFICACITÉ DES DIFFÉRENTS TRAITEMENTS EN PLACE À LA STATION D'ÉPURATION POUR RÉDUIRE LES MICRO-ORGANISMES MESURÉS

6.4.1 Traitement physico-chimique

Des réductions de 94% des *Clostridium perfringens*, 92% des coliformes thermotolérants et 89% des spores de BHAA ont été observées durant ce projet. Les études de différents systèmes de traitement semblables à celui utilisé à Fabreville ont démontré une efficacité à réduire les micro-organismes indicateurs bactériens de 74 à 99% (Bitton, 1999; Payment, 2003). Les résultats obtenus lors du projet correspondent avec les données retrouvées dans la littérature pour les indicateurs bactériens.

La plus forte réduction par ce traitement a été observé pour les kystes du parasite *Giardia lamblia*. Un abattement moyen de 97% des kystes a été observé. Selon Bitton (1999), l'enlèvement moyen excède 90% et c'est la grosseur des kystes qui est responsable de l'efficacité de ce traitement. Le principe du traitement physico-chimique repose sur la coagulation et la sédimentation. Plus les particules présentent dans l'eau sont grosses, plus elles ont tendance à sédimenter. De plus, elles sont plus facilement emprisonnées lors de la formation des floccs et amenées vers le fond lors de la sédimentation de ceux-ci. Les kystes de plus de 10 à 12 μm subissent donc en enlèvement plus important que les bactéries ($\sim 1\text{-}2 \mu\text{m}$) et les virus ($\sim 0.1 \mu\text{m}$).

Lors d'une étude réalisée dans un ouvrage de traitement physico-chimique établi sur la Seine en France, l'enlèvement mesuré des virus variait entre 31 et 90% avec une moyenne se situant près de 61% (Bitton, 1999). D'autres auteurs ont proposé un enlèvement des virus et des phages supérieur à 95% (Leong, 1983; Warriner et al., 1985). Lors de cette étude, 93% des coliphages F-ARN, 86% des coliphages somatiques et 82% des virus entériques humains cultivables ont été réduits. Les résultats sont inférieurs à 95% de réduction, mais ils sont supérieurs à ceux envisagés par Bitton (1999). De plus, à la station de Fabreville, le procédé physico-chimique est utilisé comme traitement primaire précédé d'un dégrillage. Dans les études mentionnant une efficacité >95%, le

système de coagulation-sédimentation était précédé d'un traitement par boues activées et était donc considéré comme traitement tertiaire. Conséquemment, les résultats obtenus représentaient la combinaison des deux traitements, ce qui améliore le rendement. Fait également à mentionner, la majorité des études analysant l'efficacité du traitement physico-chimique ont été circonscrites en laboratoire avec un projet pilote à petite échelle. Ceux-ci impliquaient l'utilisation de souche de virus de laboratoire qui sont plus facilement éliminées que les virus indigènes (Joret et al., 1986).

L'observation des rendements obtenus entre les différents indicateurs bactériens n'ont pas montré de différence marquée. Le même résultat a aussi été obtenu pour les phages. Ceci appuie le fait qu'il n'y a pas de caractère propre à l'espèce qui influence l'efficacité de ce traitement, mais seulement la dimension des particules.

Le traitement physico-chimique de la station de Fabreville réduit de 84% les MES et le phosphore total présent dans les eaux usées. Selon le Ministère de l'Environnement du Québec, une diminution de 60 à 90% des matières en suspension et de 70 à 90% du phosphore total est attendu pour ce type de traitement. Les résultats de cette étude corroborent avec les données québécoises déjà connues (MENV, 2002)

Le traitement physico-chimique constitue l'étape majeure dans l'atteinte des exigences de rejet de la station de Fabreville. Ce traitement est indiqué pour réduire la charge de matière en suspension ainsi que de phosphore total tout en permettant un enlèvement physique des coliformes thermotolérants. Ce traitement permet une préparation importante pour le système de désinfection puisque l'efficacité de celle-ci est dépendante de la qualité de l'eau provenant de l'effluent du traitement en amont. La diminution de matière en suspension permet d'augmenter la transmission de l'eau et ainsi une meilleure efficacité des rayons pénétrants du système de désinfection UV (MENV, 2002).

Une bonne gestion de la quantité de coagulant à utiliser, une aération constante permettant un brassage suffisant du coagulant et un temps de séjour assez long sans

mouvement brusque de l'eau dans le décanteur favorise un bon rendement du système de traitement physico-chimique (AQTE, 1985).

6.4.2 Désinfection par rayons ultraviolets

La station d'épuration de Fabreville possède une installation de désinfection après le traitement physico-chimique pour réduire le nombre de micro-organismes pathogènes rejeté dans la rivière des Mille-îles.

Des réductions de 99,5% des coliphages somatiques, 99% des coliformes thermotolérants et 94,6% des coliphages F-ARN ont été observées à la station Fabreville. Ce sont ces micro-organismes qui ont été le plus affectés par les rayons UV. L'observation de systèmes comparables à celui utilisé pour le secteur Fabreville montre des résultats similaires, soit une diminution moyenne de 99% (Payment, 2003).

Le système de désinfection a montré un plus faible rendement à diminuer la charge de virus entériques et de bactéries sporulantes. Des réductions de 69% des virus entériques et de 62% des bactéries sporulantes (*Clostridium* et BHAA) ont été obtenues pour ce projet. Selon Payment (2003), une réduction de 63% des virus entériques, de 56,4% des *Clostridium perfringens* et de 43,5% des spores de BHAA est suggérée pour la désinfection par les UV. Les résultats de la désinfection effectuée à Fabreville sont légèrement supérieurs à ceux prédits dans la littérature.

L'efficacité de la désinfection UV dépend du type de micro-organisme. La littérature (Failli, 1994) et l'expérience effectuée à Fabreville ont démontré que le schéma de résistance est :

Bactérie végétative < Virus < Bactérie sporulante

Plusieurs facteurs peuvent expliquer une différence de résistance à être inactivée entre les différents micro-organismes mesurés.

Puisque les rayons UV doivent pénétrer la paroi des cellules et atteindre le matériel génétique, une paroi plus épaisse et des structures externes particulières procurent aux spores bactériennes et aux virus une meilleure résistance que les bactéries végétatives (Bitton, 1999). Par ailleurs, un micro-organisme de petite dimension comme les virus peut se dissimuler derrière les particules en suspension restantes et éviter les rayons UV. La variation de sensibilité est donc difficilement dissociable de l'état morphologique des micro-organismes.

De plus, la composition du matériel génétique influence la sensibilité d'un organisme face aux UV. Les bases pyrimidiques de l'ARN des virus à ARN sont constituées de cytosine et d'uracile, plutôt que de thymine et de cytosine pour l'ADN des bactéries. Selon Harris (1987) et Snyder et Champness (1997) la dimérisation des thymines est plus facilement induite que celle de l'uracile ce qui explique une meilleure résistance des virus par rapport aux bactéries.

Selon Harris (1987), il y aurait aussi une variation de la susceptibilité face aux rayons ultraviolets selon le type de virus. Les réovirus sont plus résistants aux UV que le poliovirus par exemple. Un double-brin d'ARN sur lequel davantage de dommages seraient nécessaires à l'inactivation étant donné la complémentarité des deux brins ou qui permettrait la redondance de l'information, semble procurer aux réovirus une plus forte résistance que les virus simple-brin. Cette caractéristique peut aussi expliquer pourquoi les coliphages qui possèdent qu'un seul brin d'ARN sont plus susceptibles aux UV que plusieurs virus entériques. De plus, la double membrane protéinique des réovirus permet une meilleure protection contre les UV.

Durant ce projet, l'effet germicide des UV n'a pas été mesuré pour le parasite protozoaire *Giardia lamblia*. Des études effectuées avant 1998 indiquaient que le rayonnement UV n'était pas une option économiquement viable pour la désinfection des eaux contaminées

par des protozoaires (Mofidi, 2002). Toutefois, des résultats de travaux plus récents ont démontré que l'inactivation due aux rayons UV était quantifiée de façon plus précise par des essais d'infectivité que par le dékystement et les essais de viabilité à l'aide de colorants vitaux (Clancy, 1998). Ces mêmes études ont aussi démontré qu'une faible dose ($11 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$), réduit de 99% l'infectivité des kystes. Ceci en fait le micro-organisme le plus sensible aux rayons UV parmi tous ceux mesurés durant ce projet. La station de Fabreville peut donc envisager une forte réduction des *Giardia* après la désinfection puisque la dose moyenne utilisée est de $25 \text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$.

Une plus grande taille et la présence d'un plus grand génome provoquant une plus vaste cible pour les photons UV peut expliquer cette faible résistance des protozoaires *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*, comparée aux bactéries et aux virus. Cette théorie semble aussi être la raison pour laquelle une plus forte inactivation est observée pour *Giardia* comparativement à *Cryptosporidium* qui est plus petit et qui possède un acide nucléique plus restreint (Karl, 2002).

6.4.2.1 Photoréactivation

Après la désinfection par les ultraviolets, certains micro-organismes ont la capacité de réparer les dommages causés par les radiations. Le principal mécanisme, la photoréactivation, origine des réactions enzymatiques produites lorsque les micro-organismes sont exposés à la lumière solaire. La littérature indique que seulement quelques espèces de bactéries sont susceptibles de photoréactivation, dont *E. coli*.

Différents facteurs peuvent affecter le phénomène de photoréactivation : la dose UV, la qualité de l'eau à traiter, le temps d'exposition à la lumière possédant les propriétés permettent la reviviscence des micro-organismes et, en particulier, l'espèce du micro-organisme (Hassen, 2000).

Dans le cadre des différents programmes d'assainissements des eaux au Québec, un facteur de photoréactivation de 10 est pris en considération lors de l'implantation des exigences de rejet pour les coliformes thermotolérants. Ainsi, une exigence plus faible sera demandée dans le but d'obtenir un nombre de coliformes acceptable pour le milieu récepteur.

L'objectif de désinfection à atteindre est plus restrictif en période estivale qu'en période hivernale. Les considérations liées à la multiplication des organismes pathogènes résiduels dans le milieu aquatique ainsi que les risques de contact direct et indirect expliquent cette restriction (Babineau et al., 1999).

Toutefois, Whitby et Palmateer (1993) considèrent réel le phénomène de photoréactivation puisque celui-ci a été observé en laboratoire, mais considèrent ce phénomène négligeable lorsque le rejet s'effectue dans un environnement naturel (fleuve, rivière) avec dilution. Selon Mezrioui et Baleux (1992), l'effet létal du soleil pourrait annuler l'effet de la photoréactivation. Les radiations solaires bactéricides agissent sur la cellule en induisant des dommages par libération des ions peroxydes qui se forment par réduction du radical O_2^- suite à une réduction incomplète de O_2 durant la respiration bactérienne.

De plus, les principaux micro-organismes susceptibles de causer des épidémies d'origine hydrique n'ont encore montré aucune prédisposition au phénomène de photoréactivation à l'exception de certaines souches d'*E. coli*. En effet, aucun mécanisme de reviviscence n'a encore été observé pour les virus entériques cultivables et selon Karl (2002), aucun mécanisme de réparation de l'ADN n'a été observé chez les parasites protozoaires *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum*.

6.5 UTILISATION DES INDICATEURS D'EFFICACITÉ DE TRAITEMENT

Les analyses de corrélation de Pearson démontrent une relation significative entre le nombre de spores de *Clostridium* et celui des kystes de *Giardia* après le traitement physico-chimique. De même, après ce traitement, les coliformes et les coliphages ont montré une relation avec le nombre de virus présents à l'effluent du traitement. Toutefois, aucune corrélation permettant de prédire le nombre de germes pathogènes à l'effluent de la station n'a été observée. De plus, les coliformes thermotolérants ont démontré durant ce projet une plus grande facilité à être inactivé que les virus entériques.

Ces résultats abondent dans le même sens que plusieurs auteurs qui remettent en question la valeur des indicateurs bactériens pour l'évaluation de la qualité de l'eau en terme de micro-organismes pathogènes (OECD-WHO, 2003; Payment 1993). De plus, les coliformes thermotolérants qui sont utilisés pour définir les exigences de rejet ne représentent pas la réalité des rejets et leur contenu en micro-organismes pathogènes. Ces micro-organismes ne sont peut-être pas adéquats pour minimiser le risque encourus par les utilisateurs du milieu récepteur.

L'utilisation des coliphages est suggérée pour compléter le test des coliformes. Les coliphages F-ARN sont des micro-organismes possédant des caractéristiques semblables à celles des virus. Ils proviennent des fèces des humains et des animaux à sang chaud. Ils ne peuvent, tous comme les virus, se multiplier dans l'environnement et leur composition, leur structure et leur dimension ressemblent aux virus entériques humains. Toutefois, les résultats obtenus montrent que la présence des coliphages n'est pas garante de la présence de virus puisque même si les coliphages sont dénombrés par milliers, le nombre de virus entériques se situe au seuil de détection. Ceci peut s'expliquer par le fait que les phages sont excrétés en tout temps par un certains pourcentage de la population tandis que les virus sont seulement excrétés par des individus infectés et durant une courte période. De plus, lors de certaines études, des virus entériques avaient été détectés en l'absence de coliphages (Grabow, 2001). Dans la présente étude, les coliphages F-ARN ont aussi démontré une plus grande facilité à être inactivés que les virus entériques humains.

La bactérie anaérobie formant des spores *Clostridium perfringens* est un autre micro-organisme suggéré comme indicateur lorsqu'il y a présence de parasites protozoaires et virus entériques dans les eaux contaminées (Payment et Franco, 1993). Ces spores sont d'origine fécale et elles sont toujours présentes dans les eaux usées. Ces spores sont très résistantes aux facteurs de l'environnement et à la désinfection.

Par ailleurs, d'après les résultats obtenus, puisque les spores de *Clostridium perfringens* sont plus nombreuses et montrent une ressemblance à être inactivé par les UV semblable aux virus entériques, ces spores peuvent assurer un effluent désinfecté contenant une faible concentration de virus. En effet, la concentration des entérovirus se retrouve à la limite de détection à une concentration maximale de 200 NPP/100ml de spores de *Clostridium*. Toutefois, la dose UV pour atteindre un tel objectif d'inactivation est supérieure à 75 mWs/cm² selon Simpson et ses collaborateurs (2003). Basé sur ces résultats n'est pas souhaitable. Cette dose UV devient excessive lorsque le niveau de virus présents est faible dans l'effluent du traitement physico-chimique. Cette dose amène une dépense de puissance des lampes UV non justifiée et entraîne du même coup une augmentation importante de coût d'opération (Simpson et al., 2003). Cet indicateur demeure toutefois un moyen qui permet de produire un rejet contenant le plus faible nombre de virus.

Un objectif de rejet plus faible de spores de *Clostridium perfringens* aurait comme conséquence une diminution des coûts d'exploitation, mais aussi un rejet plus important en nombre de virus. Toutefois, en utilisant une dose moyenne de 25 mWs/cm², la station de Fabreville obtient un rejet moyen de 340 ufc/100ml de spores de *Clostridium* et un rejet de 0.06 nppui/L (max : 23 nppui/L) de virus qui se retrouve près du seuil de détection de la méthode utilisée.

L'utilisation des spores de *Clostridium* peut être vraisemblablement envisageable au niveau technique et économique comme indicateurs de l'élimination des virus. Leur plus grande résistance à être inactivé que les coliformes confirme un portrait plus réel de la qualité microbiologique des rejets des stations d'épuration.

Conclusion

Dès le début de ce projet, il a été convenu qu'il y avait une variation horaire importante des micro-organismes à l'entrée de la station d'épuration. Cette notion de variation est importante car elle influence le moment de prélèvement des échantillons lors du projet ainsi que la qualité et l'ampleur du traitement effectué par la station.

Le contenu en micro-organismes de l'affluent n'a pas été différent de ce qui a été retrouvé dans les autres études effectuées au Québec. Le nombre de bactéries indicatrices a été élevé et variait à des concentrations allant de 10^4 à 10^6 ufc pour 100 ml d'échantillon. Le parasite *Giardia lamblia* était présent à une concentration moyenne de 10^3 kystes/L et les coliphages (F-ARN et somatiques) étaient eux présents à une concentration moyenne de 10^4 ufp/100 ml. La concentration des virus entériques a été erratique. Le nombre le plus faible était $< 0,2$ nppui/L, le plus fort était de 18 300 nppui/L, et présentait une moyenne de 20 nppui/L.

L'enlèvement du parasite *Giardia lamblia* par le traitement physico-chimique a environ été de 97%, tandis que celui des bactéries indicatrices et des coliphages a été près de 90%. Les virus entériques ont été éliminés de 82% après ce traitement. L'efficacité de ce traitement était dépendante de la grosseur des micro-organismes. Plus ils sont de forte taille, comme les parasites, plus ils sont entraînés vers le fond lors de la formation du floc de coagulation.

Pour l'autre traitement majeur effectué à la station, soit la désinfection UV, une variation plus importante dans l'efficacité d'élimination des micro-organismes a été mesurée. Les coliformes et les coliphages somatiques ont été éliminés à 99%. Les coliphages F-ARN ont été diminués de 95% tandis que les bactéries sporulantes ainsi que les virus ont été moins affectés par les rayons UV. Seulement 62 % des spores et 69 % des virus ont été éliminés. La sensibilité aux rayons UV était dépendante de certains facteurs tel que l'état morphologique ainsi que la composition et la taille du génome. De plus, même si les résultats n'ont pas été présentés durant ce projet, il est suggéré qu'une forte diminution,

soit environ 99%, des parasites *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* ait été obtenu par l'utilisation de la désinfection ultraviolette.

En général, l'ensemble de la station permet de réduire les micro-organismes pathogènes et indicateurs de 89 % à 99,9%.

Les résultats obtenus durant ce projet montrent que la désinfection par les rayons UV est le seul moyen parmi les différents traitements en place à la station de Fabreville pour atteindre l'exigence de rejet en coliformes thermotolérants. S'il y a arrêt du système de désinfection, un nombre important de micro-organismes pathogènes se retrouve dans le milieu récepteur et crée un risque pour la santé des utilisateurs du cours d'eau. De plus, malgré l'atteinte des exigences de rejet, des pathogènes sont encore présents à l'effluent en nombre significatif.

Cette étude confirme que les coliformes thermotolérants qui sont utilisés pour définir les exigences de rejet ne représentent pas la réalité des rejets et leur contenu en pathogènes. En effet, aucune corrélation n'a été trouvée entre l'enlèvement des indicateurs bactériens et celui des micro-organismes pathogènes à la sortie de la station. De plus, les coliformes thermotolérants sont plus sensibles à la désinfection que les virus. Les spores de *Clostridium perfringens* ont déjà été suggérées comme complément de test. D'après les résultats obtenus, puisque les spores de *Clostridium perfringens* sont plus nombreuses et montrent une ressemblance à être inactivé par les UV semblable aux virus entériques, ces spores peuvent assurer un effluent désinfecté contenant une faible concentration de virus. Le remplacement des coliformes thermotolérants par les spores de *Clostridium* comme indicateur de traitement et de désinfection par les UV permettrait de mieux définir des exigences de rejet qui tiennent compte des micro-organismes pathogènes tels les virus.

Remerciements

J'aimerais remercier le Dr Pierre Payment de m'avoir donné l'opportunité de travailler sur ce projet de même que pour son support scientifique, moral et monétaire. Je me dois aussi de remercier l'apport important de Louise Courtemanche, Martine Caplette et Kathleen Gauthier lors du travail en laboratoire. De plus, ce travail n'aurait pas été possible sans l'entière collaboration obtenue auprès de Marc Quévillon, responsable de la station d'épuration de Fabreville, ainsi que de toute son équipe. Je remercie aussi Louise-Michèle Verrier et Marie-Christine Hains qui m'ont aidé lors de mon projet et madame Marie Désy pour les analyses statistiques. Merci.

Bibliographie

APHA, A., WEF. (2000). "Standard methods for the analysis of water and wastewater." American Public Health Association 20th ed, Washington, DC.

Armon, R., et P. Payment. (1988). "A modified m-CP medium for the enumeration of *Clostridium perfringens* from water samples." Can. J. Microbiol. 34: 78-79.

Association québécoise des techniques de l'eau (AQTE) (1985). Exploitation des stations d'épuration des eaux usées. Canada.

Babineau, D., P. Payment, D. Chartay, A. Laporte, et A. Fournier-Martin, (1999). "Désinfection ultraviolet des eaux usées municipales: Essais pilotes d'un système basse pression sur l'inactivation des coliformes thermotolérants et des *Clostridium perfringens*." Vecteur Environnement 32(6): 34-43.

Bad bug book (2002). Foodborne Pathogenic Microorganisms and Natural Toxins Handbook, Center for Food Safety & Applied Nutrition, U.S. Food & Drug Administration.

Bartley, T. D., T. J. Quan, M. T. Collins, et S. M. Morrison. (1982). "Membrane filter technique for the isolation of *Yersinia enterocolitica*." Appl. Environ. Microbiol 43: 829-834.

Berg, G. (1966). "Virus transmission by the water vehicle; Virus removal by sewage treatment procedures." Microbiol. Act. Basic and Appl. Sci. Program 3: 90-100.

Berg, G. (1978). The indicator system. In Indicators of Viruses in Water and Food. e. Berg. Ann Arbor, MI., Ann Arbor Science Publishers: 1-13.

Berg, G. (1983). Viral pollution of the environment. CRC Press Inc. Boca Raton, FL.

Bitton, G. (1980). Introduction to environmental virology. John Wiley & Sons, New York, 326 pages

Bitton, G., S. R. Farrah, C. Mantague, M. W. Binford, P. R. Scheuerman, A. Watson, (1985). Survey of virus isolation data from environmental samples. Cincinnati, OH, USEPA.

Bitton, G., Ed. (1999). Wastewater microbiology. Wiley series in Ecological and Applied Microbiology. Gainesville, Wiley-Liss.

Bloch, A. B., S. L. Stramer, et J. D. Smith (1990). "Recovery of hepatitis A virus from a water supply responsible for a common source outbreak of hepatitis A." Amer. J. Publ. Health 80: 428-430.

- Casson, L. W., C. A. Sorber, J. L. Sykora, P. D. Cavaghan, M. A. Shapiro, et W. Jakubowski, (1990). "Giardia in wastewater- Effect of treatment." *J. Water Poll. Cont. Fed.* 62: 670-675.
- Chauret, C., N. Armstrong, J. Fisher, R. Sharma, S. Springthorpe, et S. Sattar, (1995). "Correlating Cryptosporidium and Giardia with microbial indicators." *Journal AWWA* November: 76-84.
- Clancy J. L. (1998). "UV light inactivation of Cryptosporidium oocysts." *Jour. AWWA* 90: 9-92.
- Craun, G. F. (1986). *Waterborne diseases in the United States*. CRC Press Inc. Boca Raton, FL.
- Craun, G. F. (1988). "Surface water supplies and health." *J. Am. Water Works Assoc.* 80: 40-52.
- Craun, G. F. (1990). "Causes of of waterborne outbreaks in the United States." *Wat. Sci. Techn.* 22: 125-140.
- Desmots, C., J. Minet, R. Colwell, et M. Cormier, (1990). "Fluorescent-antibody method useful for detecting viable but nonculturable Salmonella species in chlorinated wastewater." *Appl. Environ. Microbiol* 56: 1448-1452.
- Dufour, A. P. (1986). Diseases caused by water contact. In *Waterborne diseases in the United States.*, Boca Ratoon, Florida, CRC Press, Inc. p.24-40.
- EPA, U. S. (2001). *Method 1602: Male-specific (F+) and Somatic Coliphage in Water by Single Agar Layer (SAL) Procedure*. Washington D.C.
- Ericksen, T. H., et A. P. Dufour, (1986). Methods to identify water pathogens and indicator organismes. *Waterborne Diseases in the United States*. G. F. Craun. Boca Raton, FL, CRC Press: 195-214.
- Evinson, L. M. (1988). "Comparative studies on the survival of indicator organisms and pathogens in fresh and sea water." *Wat. Sci. Tech.* 20: 309-3115.
- Failli J. (1994). "Désinfection des eaux usées par rayonnement UV." *L'eau, l'industrie, les nuisances* 32: 58-60.
- Feachem, R. G., D. Bradley, H. Garelick, et D. D. Mara, (1983). *Sanitation and Disease: Health aspect of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley and son.
- Fujioka, R. S. (1997). Indicators of marine recreational water quality. *Manual of Environmental Microbiology*, C. J. Hurst, G. R. Knudsen, M. J. McInerney, L.D. Stetzenbach, et M. V. Walter. Washington, D.C., Eds. ASM Press,: 176-183.

Funderburg, S. W., B. E. Moore, C. A. Sorber, et B. P. Sagik, (1978). "Survival of poliovirus in model wastewater holding pond." *Prog. Water Technol.* 10: 619-629.

Gerba, C. P., et S. M. Goyal (1982). *Methods in environmental virology*. Marcel Dekker Inc. New York.

Goyal, S. M., C. P. Gerba, et G. Bitton, (1987). *Phage ecology*. Wiley-Interscience, New York, 321 pages

Grabow, W. (1990). Microbiology of drinking water treatment: reclaimed wastewater. In: McFeters GA (ed.) *Drinking Water Microbiology- Progress and recent developments*. Springer Verlag, New York: 185-203.

Grabow, W., T. E. Neubrech, C. S. Hotzhausen, et J. Jofre, (1995). "Bacteroides fragilis and Escherichia coli bacteriophages: Excretion by humans and animal." *Wat. Sci. Techn.* 31: 223-230.

Grabow, W. (2001). "Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water." *Water SA* 27(2): April.

Harris, G. D., V. D. Adams, D. L. Sorensen, et M. S. Curtis (1987). "Ultraviolet inactivation of selected bacteria and viruses with photoreactivation of the bacteria." *Wat. Res.* 21(6): 687-692.

Hassen, A., M. Mahrouk, H. Ouzari, M. Cherif, A. Boudabous, J. J. Damelincourt (2000). "UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device." *Bioresource Technology* 74: 141-150.

Havelaar, A. H., et T. J. Nieuwstad, (1985). "Bacteriophages and fecal bacteria as indicators of chlorination efficiency of biologically treated wastewater." *J. Water Poll. Cont. Fed.* 57: 1084-1088.

Havelaar, A. H., Pot-Hogeboom, W. M., (1988). "F-specific RNA- bacteriophage as model viruses in water hygiene: ecological aspects." *Wat. Sci. Techn.* 20: 399-407.

Havelaar, A. H., Pot-Hogeboom, W. M., Furuse, K., Pot, R., et Hormann, N. P., (1990). "F-specific RNA bacteriophages and sensitive host strains in faeces and wastewater of human and animal origin." *J. Appl. Bacteriol.* 69: 30-37.

Havelaar, A. H., Van Olphen, M., et Drost, Y. C., (1993). "F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water." *Appl. Environ. Microbiol* 59: 2956-2962.

IAWPRC Study Group On Health Related Water Microbiology (1991). "Bacteriophages as model viruses in water quality control." *Wat Res.* 25: 529-545.

Jacob, J., U. Bindemann, et W. Stelzer, (1990). "Identification of *Campylobacter coli* from wastewater by SDS-Disc-Page of whole cell protein." *Zentr. Hyg. Umweltmedizin* 190: 357-364.

Jones, K., M. Betaieb, et D. R. Telford, (1990). "Thermophilic *Campylobacters* in surface waters around Lancaster, UK: negative correlation with *Campylobacter* infections in the community." *J. Appl. Bacteriol.* 69: 758-764.

Joret, J. C., M. M. Hassen, F. Bourbigot, F. Agbalika, P. Hartmann, et J. M. Foliquet (1986). "Inactivation des virus dans l'eau sur une filière de production à ozonation étagée." *Wat Res.* 20: 871-876.

Karl, G. L., G-A Shin, G. Faubert, W. Cairns, et M. D. Sobsey. (2002). "UV Disinfection of *Giardia lamblia* cysts in water." *Environ. Sci. Technol.* 36: 2519-2522.

Leong, L. Y. C. (1983). "Removal and inactivation of viruses by treatment processes for potable water and wastewater." *Wat. Sci. Techn.* 15: 91-114.

Lewis, G. D., F. J. Austin, M. W. Loutit et K. Sharples, (1986). "Enterovirus removal from sewage: The effectiveness of four different treatment plants." *Water Res.* 20: 1291-1297.

Madore, M. S., J. B. Rose, C. P. Gerba, M. J. Arrowood, C. R. Sterling (1987). "Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts in sewage effluents and selected surface waters." *J. Parasit.* 73: 702-705.

MAMM-SOMAE (2003). Évaluation de performance de 381 ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2001. Ministère des Affaires Municipales et de la Métropole, Bibliothèque Nationale du Québec: 84 pages.

MAMSL (2004). Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2003. Ministère des Affaires Municipales des Sports et des Loisirs, Bibliothèque Nationale du Québec: Juin, 155 pages.

Mayer, C. L., et C. J. Palmer, (1996). "Evaluation of PCR, nested PCR and fluorescent antibodies for detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in wastewater." *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 2081-2085.

Mbithi, J. N., V. S. Springthorne, et S. A. Satar. (1991). "Effect of relative humidity and air temperature on survival of hepatitis-A virus on environmental surfaces." *Appl. Environ. Microbiol.* 57(5): 1394-1399.

Meadows, C. A., et B. H. Snudden. (1982). "Prevalence of *Yersinia enterocolitica* in water at the lower Chippewa River basin, Wisconsin." *Appl. Environ. Microbiol.* 43: 953-954.

Metcalf, T. G., J. L. Melnick, et M. K. Estes. (1995). "Environmental virology: From detection of virus in sewage and water by isolation to identification by molecular biology - A trip of over 50 years." *Annu. Rev. Microbiol.* 49: 461-487.

Mezrioui, N., et B. Baleux (1992). "Effets de la temperature, du pH et du rayonnement solaire sur la survie de différentes bactéries d'intérêt sanitaire dans une eau usée épurée par lagunage." *Revue des sciences de l'eau* 5: 573-591.

Ministère de l'environnement du Québec (MENV) (2002). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles du traitement des eaux usées d'origine domestique, <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/problematique.htm>.

Moeller, J. R., et J. Calkins. (1980). "Bactericidal agents in wastewater lagoons and lagoon design." *J. Water Poll. Cont. Fed.* 52: 2442-2450.

Mofidi, A. A., H. Baribeau, P.A Rochelle, R. De Leon, M. M. Coffey, et J. F. Green, (2002). "Inactivation de *Cryptosporidium parvum* à l'aide de rayonnement UV polychromatique." *Vecteur Environnement* 35(2): 44-59.

Moore, B. E., B. P. Sagik, et C. A. Sorber. (1981). "Viral transport to groundwater at a wastewater land application site." *J. Water Poll. Cont. Fed.* 53: 1492-1502.

Morinigo, M., D. Wheeler, C. Berry, C. Jones, M. A. Munoz, R. Cornax, et J. J. Borrego. (1992). "Evaluation of different bacteriophage groups as faecal indicators in contaminated natural waters in southern England." *Water Res.* 26: 267-271.

Morinigo, M. A., R. Cornax, A. Munoz, P. Romero, J.J. Borrego, (1990). "Relationships between *Salmonella* spp and indicator microorganisms in polluted natural waters." *Wat Res.* 24: 117-120.

Noesen, M., et R. Jacques. (1995). UV pilot testing at Monterey regional water pollution control agency. *Bulletin-California water pollution control association.* winter: 19-24.

Olivieri, V. P. (1985). *Bacterial indicators of pollution. Bacterial indicator of pollution. C. P. i. WO Pipes.* Boca Raton, FL.

Ongerth, J. E., et H. H. Stibbs. (1987). "Identification of *Cryptosporidium* oocysts in river water." *Appl. Environ. Microbiol* 53: 672-676.

Organisation for economic co-operation and development (OECD) (2003). "Assessing microbial safety of drinking water; improving approaches and methods." *World Health Organisation (WHO): Chapter 2.*

Panicker, P. V., et K. P. Krishnamoorthi. (1978). "Parasite egg and cysts reduction in oxydationditches and aerated lagoons." *J. Water Poll. Cont. Fed.* 53: 1413-1419.

Payment, P., S. Fortin, et M. Trudel. (1986). "Elimination of enteric viruses during conventional wastewater treatment by activated sludge." *Can. J. Microbiol.* 32: 922-925.

Payment, P., et M. Trudel, (1987). "Detection and quantitation of human enteric viruses in waste waters: increased sensitivity using human immune serum globulin-immunoperoxidase assay on MA-104 cells." *Can. J. Microbiol.* 33: 568-570.

Payment, P., et R. Armon (1989). "Virus removal by drinking water treatment processes." *CRC Crit. Rev. Environ. Control.* 19: 15-31.

Payment, P., et M. Trudel (1989). *Manuel de techniques virologiques*. Laval, Presse de l'Université du Québec, Centre recherche en virologie, Institut Armand-Frappier, Université du Québec. 350 pages

Payment, P. (1991). Wastewater chlorination from a public health microbiology perspective. Report presented to Her Majesty The Queen Of Canada represented by the minister of Health and Welfare, Laval, Institut Armand-Frappier: 41.

Payment, P. (1993). Occurrence in surface waters and elimination of viruses, coliphages, clostridia, Giardia and Cryptosporidium during drinking water treatment. 1992 Water quality technology conference, part II American water works association, Denver.

Payment, P., et E. Franco. (1993). "Clostridium perfringens and Somatic Coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts." *Appl. Environ. Microbiol* 59: 2418-2421.

Payment, P., J. Siemiatycki, L. Richardson, G. Renaud, E. Franco, M. Prévost. (1997). "A prospective epidemiological study of gastrointestinal health effects due to the consumption of drinking water." *Intern. J. Environm. Health Res.* 7: 5-31.

Payment, P., C. Fleury, R. Plante, et P. Cejka. (1997). "Évaluation de l'enlèvement des virus entériques humains, des parasites et de certains indicateurs bactériens lors du traitement des eaux usées à la station d'épuration de la CUM." *Collection Environnement de l'Université de Montréal* 10: 403-406.

Payment, P. (2003). Enlèvement des microorganismes pathogènes et des bactéries indicatrices par les stations de traitement des eaux usées municipales situées sur la rivière des Mille Îles. Rapport présenté au Ministère de l'Environnement du Québec. Laval, Programme d'aide à la recherche et au développement en environnement (PARDE) Projet no : 3336.11.00.01.

Payment P., C. P., et P. Cejka. (2001). "Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, Giardia cysts and Cryptosporidium oocysts at a large wastewater primary treatment facility." *Can. J. Microbiol.* 47: 1-6.

Pearson, H. W., D.D Mara, S.W. Mills, et D. J. Sallman. (1987). "Physicochemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds." *Wat . Sci. Techn.* 27: 137-143.

Prescott, H., et Klein, (1995). *Microbiologie*. DeBoeck Université, 1014 pages

Rao, V. C., S. B. Lakhe, S. V. Waghmare, et P. Dube. (1977). "Virus removal in activated sludge sewage treatment." *Prog. Water Tecnol.* 9: 113-127.

Rose, J. B. (1986). "Microbial aspects of wastewater reuse for irrigation." *CRC Crit. Rev. Environ.Control.* 16: 231-256.

Rose, J. B. (1986). "Detection of *Cryptosporidium* from wastewater and freshwater environments." *Wat . Sci. Techn.* 18: 233-239.

Rose, J. B. (1988a). "Evaluation of immuno-fluorescence techniques for detection of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from environmental samples." *Appl. Environ. Microbiol* 55: 3189-3196.

Rose, J. B., Ed. (1988b). *Methods for the recovery of Giardia and Cryptosporidium from environmental waters and their comparative occurrence*. University of Calgary Press.

Rose, J. B., C. P. Gerba, et W. Jakubowski (1991). "Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*." *Environ. Sci. Technol.* 25: 1393-1399.

Rose, J. B., D. E. Huffman, K. Riley, S. R. Farrah, O. J. Lukasik, C. L. Hamann. (2001). "Reduction of enteric microorganisms at the Upper Occoquan sewage authority water reclamation plant." *Water environment research* 73(6): 711-720.

Rosenblum, L. S., I. Mirkin, D. T. Allen, S. Safford, et S. C. Hadler. (1990). "A multifocal outbreak of hepatitis a traced to commercially distributed lettuce." *Amer. J. Publ. Health* 80: 1075-1079.

Santé Canada (2002). *La qualité bactériologique*, Gouvernement du Canada. www.hc-sc.gc.ca

Santé Canda (2000). *Relevé des maladies transmissibles au Canada*. www.hc-sc.gc.ca. Volume 26-20

Sattar, S. A., M. K. Ijaz, C. M. Jonhson-Lussenburg, V. S. Springthorpe, (1984). "Effect of relative humidity on the airborne survival of rotavirus SA!!" *Appl. Environ. Microbiol* 47(4): 879-881.

Simpson, D., J. Jacangelo, P. Loughran, C. McIlroy (2003). "Investigation of potential surrogate organisms and public health risk in UV irradiated secondary effluent." *Wat . Sci. Techn.* 47(9): 37-43.

Smith, H. V., et P. G. Smith, (1990). "Parasitic protozoa in drinking water." *Endeavour* 14: 74-79.

Smith, H. V., et J. B. Rose, (1998). "Waterborne Cryptosporidiosis: current status." *Parasitology Today* 14(1): 14-22.

Snyder, L., et W. Champness. (1997). *Molecular genetics of bacteria*. Washington D.C., American society for Microbiology.

Stathopoulos, G. A., et T. Vayonas-Arvanitidou. (1990). Detection on *Campylobacter* and *Yersinia* species in waters and their relationship to indicator microorganisms. International Symposium on health-related water microbiology, Tübingen, Germany.

Sterritt, R. M., et J. N. Lester (1986). *Microbiology for environmental and public health engineers*. E. & F.N. Spon, London.

Sykora, J. L., C. A. Sorber, W. Jakubowski, L. W. Casson, P. D. Gavaghan, P.D. Sapiro, M. J. Schott, (1991). *Wat. Sci. Techn.* 24: 187-192.

Takashi, A., G. Tchobanoglous, R. C. Cooper. (1984). Significance of coagulation-flocculation and filtration operations in wastewater reclamation and reuse. Water Reuse Symposium III, San Diego, California, AWWA Research Foundation.

U.S. EPA (1976, March). *Disinfection of wastewater; Task Force report*. Washington D.C.

U.S. EPA (1986). *Design manual- Municipal Wastewater Disinfection*, EPA/625/1-86/021. Washington D.C.

Villacorta-Martinez de Maturana, I., M. E. Ares-Mazas, D. Duran-Oreiro, et M. J. Lorenzo-Lorenzo. (1992). "Efficacy of activated sludge in removing *Cryptosporidium parvum* from sewage." *Appl. Environ. Microbiol* 58: 3514-3516.

Wallis, P. M., S. L. Erlandsen, J. L. Isaac-Renton, N. E. Olson, W. J. Robertson, H. Van Keulen, (1996). "Prevalence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts and characterization of *Giardia* spp. isolated from drinking water in Canada." *Appl. Environ. Microbiol* 62: 2789-2797.

Warriner, R., K. D. Kostenbader, D. O. Cliver, W-C Ku, (1985). "Disinfection of advanced wastewater treatment effluent by chlorine, chlorine dioxide and ozone. Experiments using seeded poliovirus." *Wat Res.* 19(12): 1515-1526.

Weinbauer, M. G., S. W. Wilhelm, C. A. Suttle, et D. R. Garza. (1997). "Photoreactivation compensates for UV damage and restores infectivity to natural marine virus communities." *Appl. Environ. Microbiol* 63: 2200-2205.

Wetzler, T. F., J. R. Rea, G. J. Ma, et M. Glass (1979). Non-association of *Yersinia* with traditional coliform indicators. In Proceeding of the annual meeting american water works association, Denver, CO.

Whitby, G. E. e. G. P. (1993). "The effect of UV transmission, suspended solids and photoreactivation on microorganisms in wastewater treated with UV light." *Wat . Sci. Techn.* 27(3-4): 379-386.

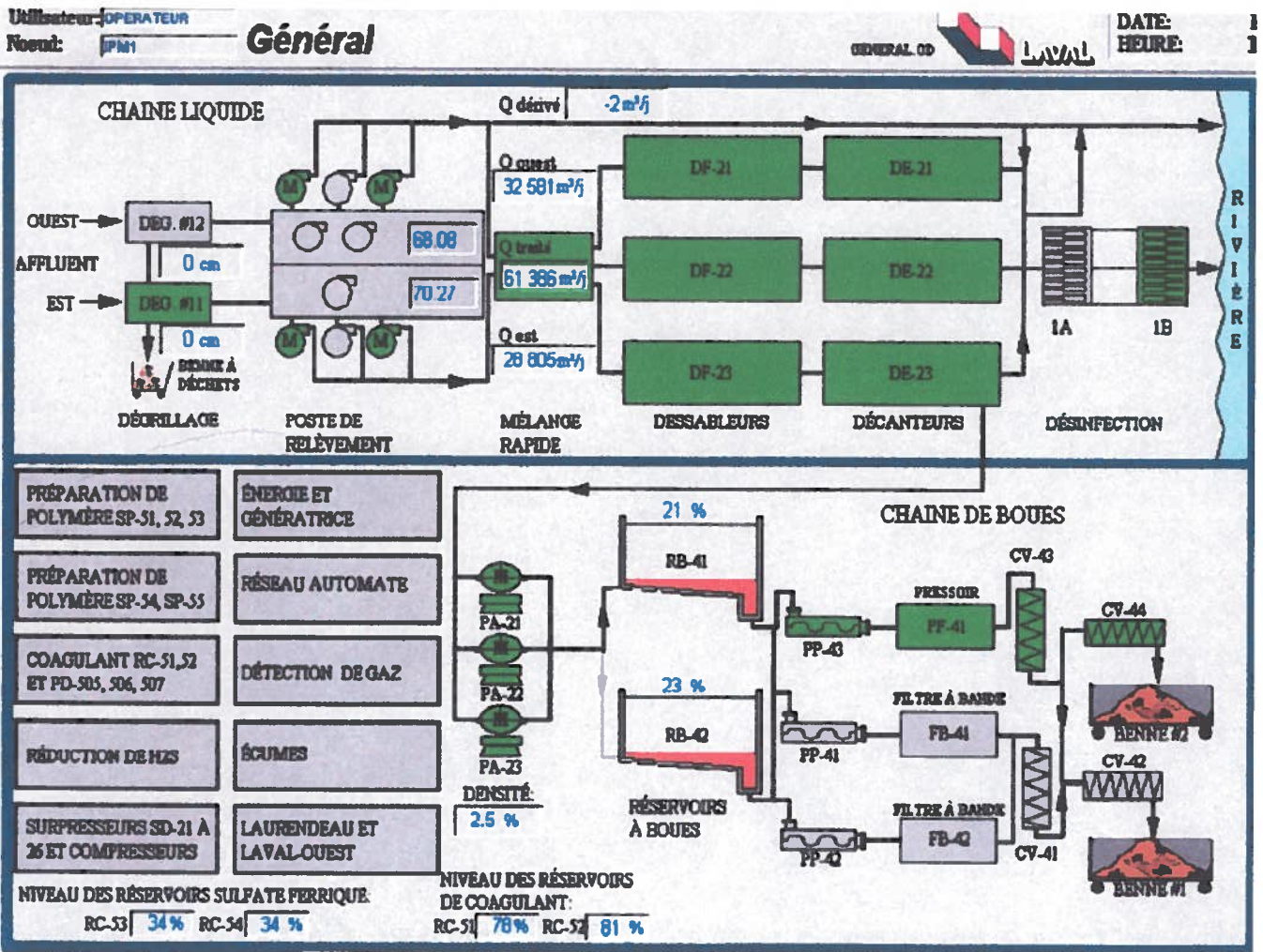
Wickramanayake, G. B., A. J. Rubin, et O. J. Sproul. (1985). "Effect of ozone and storage temperature on *Giardia* cysts." *J. Am. Water Works Assoc.* 77: 74-77.

Williams, R. B., et G. L. Culp. (1986). *Handbook of Public Water Systems*. New York.

Ziegert, E., et I. Diesterweg. (1990). "The occurrence of *Yersinia enterocolitica* in sewage." *Zbl. Bakteriologie*. 145: 367-375.

Annexe 1

Chaîne de traitement des eaux usées de la station d'épuration de Fabreville



Annexe 2

Débit horaire présent à l'affluent de la station d'épuration d'Auteuil

Heure	Débit (m3/jour)
0 h 00	25622
1 h 00	23601,5
2 h 00	20405,8
3 h 00	16586,3
4 h 00	16016,9
5 h 00	15444,8
6 h 00	16956,7
7 h 00	18229,1
8 h 00	21758,1
9 h 00	20700,5
10 h 00	26078,9
11 h 00	31306,7
12 h 00	33602,8
13 h 00	31970,9
14 h 00	31265,8
15 h 00	30750
16 h 00	27142,6
17 h 00	25875,2
18 h 00	27188,6
19 h 00	25832,3
20 h 00	27330,7
21 h 00	27666,7
22 h 00	26915,6
23 h 00	26996,6

Annexe 3

Données brutes des analyses effectuées à l'affluent de la station d'épuration de Fabreville

No	Date	Coliphages F-ARN (ufp/100 ml)	Coliphages somatiques (ufp/100 ml)	Coliformes thermotolérants (ufc/100 ml)	Clostridium perfringens (ufc/100 ml)	Spores BHAA (ufc/100 ml)	Giardia lamblia (kystes/L)	Virus (nppui/L)
1	13-févr-2002	8 909	9 000	1 670 000	44 167	2 300	8 840	20,6
4	25-févr-2002	8 900	7 000	1 770 000	41 833	6 167	6 320	5,9
7	6-mars-2002	25 000	27 000	1 720 000	17 600	4 900	5 240	10744,4
10	26-mars-2002	31 000	24 000	1 800 000	16 400	5 000	5 960	160,9
13	11-avr-2002	nd	Nd	810 000	12 000	4 500	1 400	8,6
16	24-avr-2002	11 100	12 455	970 000	16 600	8 000	5 600	0,2
19	7-mai-2002	9 900	6 273	910 000	9 000	3 533	3 800	0,2
22	8-mai-2002	12 400	10 000	1 200 000	16 400	4 267	6 480	0,2
25	22-mai-2002	10 800	7 000	1 310 000	38 000	4 300	4 080	0,2
28	23-mai-2002	1 500	6 182	1 380 000	18 000	2 967	4 880	29,5
31	4-juin-2002	12 300	26 000	2 100 000	19 500	4 033	4 800	0,2
34	5-juin-2002	12 500	20 000	1 809 091	14 333	4 633	12 320	0,2
37	18-juin-2002	10 700	7 727	820 000	14 000	8 700	5 360	0,2
40	19-juin-2002	13 000	12 000	1 500 000	38 667	11 500	7 120	0,2
43	3-juil-2002	17 000	35 000	310 000	16 000	5 300	3 600	557,8
46	4-juil-2002	16 800	14 727	510 000	25 333	7 333	6 240	765,5
49	16-juil-2002	34 000	31 000	4 600 000	37 000	5 700	4 800	17,9
52	17-juil-2002	13 500	13 000	4 900 000	45 667	5 133	4 400	14,3
55	13-août-2002	26 000	12 182	7 000 000	13 000	8 900	4 000	4794,9
58	14-août-2002	53 000	121 000	6 900 000	23 500	10 600	4 240	3591,1
61	27-août-2002	38 500	12 273	6 000 000	31 667	7 700	5 680	8737,7
64	29-août-2002	29 500	98 500	7 250 000	31 667	11 800	8 000	18337,4

Annexe 3 (suite)

Données brutes des analyses effectuées à l'effluent du traitement physico-chimique de la station d'épuration de Fabreville

No	Date	Coliphages F-ARN (ufp/100 ml)	Coliphages somatiques (ufp/100 ml)	Coliformes thermotolérants (ufc/100 ml)	Clostridium perfringens (ufc/100 ml)	Spores BHAA (ufc/100 ml)	Giardia lamblia (kystes/L)	Virus (nppui/L)
2	13-févr-2002	520	1 433	47 000	420	80	135	0,2
5	25-févr-2002	680	4 300	93 000	480	190	35	7,1
8	6-mars-2002	840	3 200	41 000	720	230	95	81,6
11	26-mars-2002	1 570	4 400	149 000	1 860	370	150	0,2
14	11-avr-2002	nd	Nd	49 000	2 100	887	170	0,2
17	24-avr-2002	580	936	74 000	1 020	1 133	130	0,2
20	7-mai-2002	750	800	73 000	1 680	310	265	0,2
23	8-mai-2002	1 520	1 267	68 000	1 380	953	360	0,2
26	22-mai-2002	740	1 067	120 000	2 040	480	240	0,2
29	23-mai-2002	467	517	127 000	2 100	453	130	4,9
32	4-juin-2002	1 160	950	165 000	1 980	490	280	0,2
35	5-juin-2002	560	1 283	128 000	1 440	410	140	0,2
38	18-juin-2002	1 340	1 100	105 000	1 220	1 220	130	0,2
41	19-juin-2002	860	1 083	113 000	1 000	867	360	2,4
44	3-juil-2002	1 240	1 700	46 000	1 600	793	320	2,3
47	4-juil-2002	1 380	3 700	54 000	1 720	1 013	147	42,6
50	16-juil-2002	2 900	4 300	175 000	1 083	880	80	14,5
53	17-juil-2002	760	4 150	218 000	1 450	640	107	4,9
56	13-août-2002	3 400	2 983	1 350 000	1 133	1 080	200	1804,9
59	14-août-2002	2 460	2 267	1 040 000	1 300	1 233	120	193,2
62	27-août-2002	2 380	2 100	930 000	1 100	740	93	676,6
65	29-août-2002	2 700	6 300	2 000 000	1 167	973	210	732,0

Annexe 3 (suite)

Données brutes des analyses effectuées à l'effluent de la désinfection UV de la station d'épuration de Fabreville

No	Date	Coliphages F-ARN (ufp/100 ml)	Coliphages somatiques (ufp/100 ml)	Coliformes thermotolérants (ufc/100 ml)	Clostridium perfringens (ufc/100 ml)	Spores BHAA (ufc/100 ml)	Giardia lamblia (kystes/L)	Virus (nppui/L)
3	13-févr-2002	80	80	1 460	250	20		0,2
6	25-févr-2002	15	5	1 100	470	310		0,2
9	6-mars-2002	50	15	73	280	50		22,6
12	26-mars-2002	115	10	1 000	700	120		14,1
15	11-avr-2002	nd	Nd	500	570	370		0,2
18	24-avr-2002	60	5	807	510	680		0,2
21	7-mai-2002	130	5	920	470	210		1,9
24	8-mai-2002	65	5	1 160	790	420		0,2
27	22-mai-2002	30	45	1 060	950	210		0,2
30	23-mai-2002	40	5	1 180	910	270		0,2
33	4-juin-2002	115	15	2 760	1 070	260		0,2
36	5-juin-2002	110	5	1 560	790	250		0,2
39	18-juin-2002	65	5	500	340	570		0,2
42	19-juin-2002	20	5	820	400	250		0,2
45	3-juil-2002	25	10	1 940	720	360		0,2
48	4-juil-2002	5	25	4 200	800	410		5,1
51	16-juil-2002	10	5	1 160	180	100		0,2
54	17-juil-2002	15	5	800	150	113		0,2
57	13-août-2002	10	5	540	110	73		2,3
60	14-août-2002	20	5	180	100	13		0,2
63	27-août-2002	5	5	45	18	8		0,2
66	29-août-2002	5	5	70	19	15		2,5