

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Institut national de la recherche scientifique

**COUILLARD, Denis
LAFRANCE, Pierre
LESSARD, Sylvie**

Rapport scientifique No. 367

**Présenté à
l'Association de Chasse et de Pêche des Cantons de Broughton Inc.
et à la Municipalité d'East-Broughton station (Beauce)**

**Evaluation de la qualité organoleptique
de l'eau potable dans le réseau de
distribution de East-Broughton
(Beauce) et suggestion d'un procédé
de traitement**

**Université du Québec (INRS-Eau)
2700, rue Einstein
C.P. 7500, Sainte-Foy
Québec, Québec
G1V 4C7**

Novembre 1992

RESUME

La qualité organoleptique de l'eau potable est importante car les goûts, les odeurs, la couleur et la turbidité sont directement et constamment évalués par le consommateur et détermine l'acceptation ou le refus du produit. Les problèmes de goûts et d'odeurs sont connus à travers le monde et ont pour origine une variété de sources. Au Québec, la petite municipalité beauceronne d'East-Broughton station, dont l'eau potable est d'origine lacustre, présente des problèmes de goûts et d'odeurs. L'objet de cette étude est de déterminer la cause des nuisances organoleptiques de l'eau de consommation de cette municipalité et de suggérer un procédé de traitement. La première partie du projet étudie la qualité physico-chimique, bactériologique, biologique et esthétique de l'eau potable, avant et après traitement au dioxyde de chlore et dans le réseau de distribution. La seconde partie du projet suggère, à partir de l'étude de la littérature spécialisée dans les traitements de l'eau potable, un ensemble de solutions pour tenter de remédier aux problèmes du réseau étudié.

Plusieurs méthodes existent pour détecter et identifier les goûts et les odeurs présents dans l'eau. Basé sur ces méthodes, cette étude a fait appel à la participation de trois citoyens(nes) de la municipalité concernée. Les résultats obtenus de cette évaluation qualitative des goûts et des odeurs représentent mieux la réalité que s'ils étaient obtenus par des personnes autres que celles qui utilisent cette eau quotidiennement. Les trois citoyens(nes) jugent que, généralement, l'eau du robinet a un goût et une odeur de terre qui peuvent être très désagréables.

La littérature abonde sur le phytoplancton et leurs produits métaboliques en relation avec certains goûts et odeurs. Des analyses de chlorophylle, d'identification et de dénombrement des organismes phytoplanctoniques présents dans l'eau ont été effectuées afin de vérifier s'il y a un lien entre les goûts et les odeurs et le phytoplancton. Les résultats montrent, qu'effectivement, il y a présence de chlorophylle "a" à toutes les stations d'échantillonnage. Environ 17 genres de phytoplancton sont retrouvés à l'été 1991. Les genres rencontrés le plus souvent sont *Mallomonas*, *Asterionnella*,

Gomphosphearia, *Chroococcus* et *Melosira*. Le genre *Mallomonas* est complètement détruit par le dioxyde de chlore; cependant, sa destruction entraîne la libération de produits du métabolisme responsables de certains goûts et d'odeurs dans l'eau. Par contre, d'autres genres (exemple: *Asterionella*, *Chroococcus*) résistent à la chloration et continuent de produire des composés donnant des goûts et des odeurs dans l'eau en plus de servir de transport et de nourriture aux bactéries. Certains genres comme *Oscillatoria* peuvent se fixer aux conduites causant ainsi des problèmes de goûts et d'odeurs, de corrosion, de sites de fixation et de nourriture pour les organismes bactériens.

Les analyses physico-chimiques et biologiques effectuées sur le réseau, concernant la qualité de l'eau potable d'East-Broughton station, ont permis d'évaluer les variations temporelles des paramètres. Les résultats échelonnés sur plusieurs années et obtenus autant en hiver qu'à d'autres saisons, indiquent que l'eau de la municipalité d'East-Broughton station est en général de bonne qualité physico-chimique; cependant, sa qualité bactériologique est douteuse. De plus, l'eau contient des concentrations élevées de carbone organique dissous favorisant la formation de composés halogènes suite à la chloration et la croissance de bactéries à l'intérieur du réseau. Les données microbiologiques permettent de relier en partie les goûts et les odeurs aux produits métaboliques des bactéries vivant dans les conduites du réseau.

Suite à l'analyse des causes possibles des nuisances organoleptiques de l'eau étudiée, un ensemble de solutions basé sur une étude de la littérature a été proposé pour tenter de remédier aux problèmes du réseau en question. Le protocole expérimental proposé contient quatre procédés de traitement. Le premier traitement consiste à vérifier l'efficacité du charbon actif en grains (CAG) employé seul dans le contrôle des goûts et des odeurs. Le deuxième système comprend une pré-désinfection au dioxyde de chlore suivie d'une filtration sur CAG. Une troisième méthode comporte une pré-chloration suivie d'une filtration sur CAG et d'une post-désinfection avec le dioxyde de chlore. La quatrième solution comprend le CAG suivi d'une post-désinfection avec le dioxyde de chlore. L'efficacité de tous ces procédés devra être comparée, dans une autre étude, au traitement actuel qui se limite à une désinfection au dioxyde de chlore. Un suivi de la formation d'organochlorés est également proposé dans les procédés où l'on utilise le dioxyde de chlore.

REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs remerciements au Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et Génie du Canada (subvention CRSNG OGP03711), au ministère de l'Éducation du Québec (subvention FCAR 91EQ3029), à la municipalité d'East-Broughton station (Beauce) et à l'Association de Chasse et de Pêche des Cantons de Broughton Inc. pour le soutien financier (bourse de l'étudiante et dépenses reliées à la recherche). Le contenu de ce rapport de recherche a été utilisé par l'étudiante Sylvie Lessard pour son mémoire de recherche présenté comme exigence partielle à l'obtention de la maîtrise ès Sciences de l'Eau (INRS-Eau, Université du Québec).

De plus, les auteurs sont fort reconnaissants envers les techniciens du laboratoire de l'INRS-Eau, particulièrement monsieur Bernard Veilleux, pour leur aide technique. Les auteurs remercient également monsieur Alain Riopel de la Direction des eaux souterraines et de consommation du ministère de l'Environnement du Québec, pour avoir fourni certaines informations et résultats concernant la qualité de l'eau potable d'East-Broughton station. Aussi, les auteurs remercient les employés de la municipalité d'East-Broughton station, messieurs Normand Guay et Laurent Gravel pour leur compréhension lors de la cueillette d'échantillons au poste de chloration. Enfin, les auteurs expriment leur reconnaissance aux citoyens(nes) qui ont participé à l'évaluation qualitative des goûts et des odeurs dans l'eau potable: monsieur Marius Ferland, madame Monique Lessard et madame Isabelle Cloutier.



TABLE DES MATIERES

RESUME.....	i
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIERES	v
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES.....	xi
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1: REVUE DE LA LITTERATURE	3
1.1 Problèmes de nuisances organoleptiques dans l'eau potable	5
1.2 Causes des nuisances organoleptiques	5
1.3 Méthodes pour évaluer la qualité organoleptique de l'eau	7
1.4 Techniques utilisées pour identifier les composés odorants.....	8
1.5 Méthodes de traitement	8
1.5.1 Prévention	8
1.5.2 Coagulation/sédimentation/filtration.....	9
1.5.3 Aération.....	10
1.5.4 Dégradation par irradiation.....	10
1.5.5 Oxydation	10
1.5.6 Charbon actif.....	13
1.5.7 Charbon actif biologique.....	14
1.6 Dégradation de la qualité de l'eau dans les systèmes de distribution.....	15
1.7 Réglementation sur l'eau potable.....	15
CHAPITRE 2: MATERIEL ET METHODES	19
2.1 Mise en situation.....	21
2.2 Choix des paramètres	22
2.3 Description sommaire du réseau de distribution d'eau potable	22
2.4 Stations d'échantillonnage.....	23
2.5 Fréquence et méthode d'échantillonnage	23
2.6 Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques et esthétiques.....	23

2.7 Conditions météorologiques.....	26
CHAPITRE 3: RESULTATS ET DISCUSSION.....	29
3.1 Température de l'eau potable d'East-Broughton station.....	31
3.2 pH de l'eau potable d'East-Broughton station.....	33
3.3 Conductivité de l'eau potable d'East-Broughton station.....	35
3.4 Turbidité de l'eau potable d'East-Broughton station.....	37
3.5 Couleur de l'eau potable d'East-Broughton station.....	39
3.6 Carbone organique dissous dans l'eau potable d'East-Broughton station.....	41
3.6.1 Effets des organo-chlorés dans l'eau potable.....	43
3.6.2 Carbone organique dissous biodégradable (CODB) dans l'eau potable.....	44
3.7 Bactéries dans le réseau de distribution.....	44
3.7.1 Résistance des microorganismes aux agents désinfectants.....	45
3.7.2 Colonisation bactérienne dans un réseau d'aqueduc.....	46
3.7.3 Normes microbiologiques.....	47
3.7.4 Contamination bactérienne d'un réseau d'aqueduc.....	47
3.7.5 Analyse bactériologique de l'eau potable d'East- Broughton station.....	48
3.7.6 Causes et effets de la croissance microbologique dans les réseaux.....	49
3.8 Biomasse chlorophyllienne.....	50
3.8.1 Biomasse chlorophyllienne dans l'eau potable d'East- Broughton station.....	50
3.9 Phytoplancton dans l'eau potable.....	54
3.9.1 Le phytoplancton et le développement de goûts et d'odeurs.....	54
3.9.2 Le phytoplancton dans l'eau potable d'East-Broughton station.....	56
3.9.3 Traitement.....	59
3.10 Goûts et odeurs.....	60
3.10.1 Sources des goûts et des odeurs.....	60
3.10.2 Goûts et odeurs de l'eau potable d'East-Broughton station.....	63

3.10.3 Réglementation pour les goûts et les odeurs	68
CHAPITRE 4: FILIERE DE TRAITEMENT POSSIBLE POUR L'EAU POTABLE	
D'EAST-BROUGHTON STATION.....	69
4.1 Introduction	71
4.2 Charbon actif.....	71
4.3 Avantages de CAG par rapport au CAP.....	72
4.4 Contrôle des goûts et des odeurs.....	72
4.5 Durée de vie des filtres-adsorbés.....	74
4.5.1 Composés fortement adsorbés sur CAG.....	74
4.5.2 Composés appliqués en petites concentrations sur CAG	74
4.5.3 Biodégradation des composés dans le filtre.....	75
4.5.4 Désorption des composés dans le filtre	75
4.6 Compétition pour les sites d'adsorption.....	76
CHAPITRE 5: PROPOSITION D'UNE USINE PILOTE POUR LE TRAITEMENT DE	
L'EAU POTABLE D'EAST-BROUGHTON STATION.....	77
5.1 Introduction	79
5.2 Expérimentation de quatre traitements et suivi du traitement actuel.....	79
5.2.1 Dioxyde de chlore.....	79
5.2.2 CAG seulement	80
5.2.3 Dioxyde de chlore + CAG.....	80
5.2.4 CAG + dioxyde de chlore	81
5.2.5 Dioxyde de chlore + CAG + dioxyde de chlore	82
5.3 Colonnes pilotes	82
5.4 Montage expérimental.....	82
5.5 Technique d'échantillonnage.....	84
5.6 Propriétés physiques et caractéristiques d'adsorption du CAG utilisé	84
5.7 Préparation du système.....	86
5.8 Choix des paramètres	87
5.9 Echantillonnage de chaque système de traitement	87
5.9.1 Description de chacun des systèmes de traitement suggérés.....	87

5.9.1.1	Traitement 1: ClO ₂	87
5.9.1.2	Traitement 2: CAG seul.....	88
5.9.1.3	Traitement 3: CAG-ClO ₂	88
5.9.1.4	Traitement 4: ClO ₂ -CAG.....	88
5.9.1.5	Traitement 5: ClO ₂ -CAG-ClO ₂	89
5.9.2	Stations d'échantillonnage	89
5.9.3	Fréquence d'échantillonnage	89
5.10	Saturation du filtre.....	89
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		91
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		97
ANNEXES		117
ANNEXE A: QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE DE L'EAU DE DISTRIBUTION DE LA MUNICIPALITE D'EAST- BROUGHTON STATION EMISE PAR LE MENVIQ.....		119
ANNEXE B: PLAN DU RESEAU DE DISTRIBUTION DE LA MUNICIPALITE D'EAST-BROUGHTON STATION		123
ANNEXE C: DESCRIPTION DES METHODES D'ANALYSES UTILISEES		127
ANNEXE D: SOMMAIRE CLIMATOLOGIQUE DU QUEBEC POUR LES MOIS DE JUIN, JUILLET, AOUT ET SEPTEMBRE 1991		131
ANNEXE E: DONNEES BRUTES SUR LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE L'EAU		137
ANNEXE F: IDENTIFICATION ET DENOMBREMENT DU PHYTOPLANCTON A LA STATION 1		145
ANNEXE G: DONNEES BRUTES POUR L'IDENTIFICATION DES GOUTS ET DES ODEURS AU NIVEAU DU RESEAU		151
ANNEXE H: DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES MOYENNES DE L'EAU EN 1989		155
ANNEXE I: CALCULS DETAILLES DES PARAMETRES DE DESIGN DU SYSTEME PILOTE PROPOSE		159
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DES ANNEXES.....		163

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1	
Intensité des goûts et des odeurs.....	24
Tableau 2.2	
Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques et esthétiques.....	25
Tableau 3.1	
Espèces représentatives des algues causant des goûts et des odeurs.....	55
Tableau 3.2	
Origine des goûts et des odeurs.....	61
Tableau 5.1	
Propriétés physiques et caractéristiques d'adsorption du CAG.....	85
Tableau 5.2	
Paramètres de design du système pilote proposé.....	86



LISTE DES FIGURES

Figure 3.1a	
Evolution temporelle de la température de l'eau potable d'East-Broughton station (1991).....	32
Figure 3.1b	
Température de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991).....	32
Figure 3.2a	
Evolution temporelle du pH de l'eau potable d'East-Broughton station (1989-1991)	34
Figure 3.2b	
pH de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991).....	34
Figure 3.3a	
Evolution temporelle de la conductivité de l'eau potable d'East-broughton station (1991)	36
Figure 3.3b	
Conductivité de l'eau potable en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991).....	36
Figure 3.4a	
Evolution temporelle de la turbidité de l'eau potable d'East-Broughton station (1991).....	38
Figure 3.4b	
Turbidité de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991).....	38

Figure 3.5a	Evolution temporelle de la coloration de l'eau potable d'East-Broughton station (1991).....	40
Figure 3.5b	Coloration de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991).....	40
Figure 3.6a	Evolution temporelle du carbone organique dissous dans l'eau potable d'East-Broughton station (1989-1991).....	42
Figure 3.6b	Carbone organique dissous dans l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)	42
Figure 3.7a	Evolution temporelle de la chlorophylle "a" dans l'eau potable d'East-Broughton station (1989-1991).....	53
Figure 3.7b	Chlorophylle "a" dans l'eau potable d'East-Broughton en fonction de l'éloignement du poste de chloration	53
Figure 3.8a	Evolution temporelle de la biomasse d'algues présente dans l'eau potable d'East-Broughton station, à la station 1 (1991).....	58
Figure 3.8b	Evolution temporelle de l'abondance relative des différents genres d'algues présents dans l'eau potable d'East-Broughton station, à la station 1 (1991).....	58
Figure 3.9a	Evolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3.....	65

Figure 3.9b	
Evolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 4.....	65
Figure 3.9c	
Evolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5.....	65
Figure 3.9d	
Evolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3.....	67
Figure 3.9e	
Evolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 4.....	67
Figure 3.9f	
Evolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5.....	67
Figure 5.1	
Schéma de l'usine pilote suggérée	83

*"Eau, tu n'as ni goût, ni couleur, ni arôme,
on ne peut pas te définir,
on te goûte, sans te connaître."*

Saint-Exupéry (1939).

INTRODUCTION

L'eau est un élément essentiel à la vie sur cette planète. Chez les humains, chaque individu consomme environ 1.5 litre d'eau par jour. Il est alors évident que les qualités physiques, chimiques et microbiologiques de l'eau de consommation peuvent affecter la santé et/ou nuire à sa qualité organoleptique. Cette dernière représente un critère important, car le consommateur juge une eau d'après ce qu'il sent, goûte et voit (Couillard, 1979; 1978; 1980a).

Une étude (Hudon et al., 1991) a démontré qu'au Québec, le phénomène de délaissement de l'eau du robinet est bien réel, non négligeable et semble avoir tendance à prendre de l'ampleur. Il est également évident qu'une forte partie de la population a une perception mitigée de la qualité de l'eau du robinet et du risque pour la santé. Cette étude montre que d'une manière générale, 69 % des Québécois consomment plus ou moins régulièrement de l'eau embouteillée. Un foyer sur 10 possède un appareil domestique de traitement de l'eau surtout pour améliorer les caractéristiques chimiques (18.4 %) et organoleptiques (10 %). Plus d'un quart de la population consultée estime que l'eau du robinet représente un risque pour la santé des personnes qui en consomment régulièrement. À une question visant à déterminer la raison pour laquelle la population adoptait l'eau embouteillée, 35 % des répondants estiment que l'eau embouteillée est meilleure pour la santé, 38 % jugent qu'il s'agit d'une question de goût et 12 % des personnes interrogées estiment que ~~cette~~ eau est meilleure tant pour la santé que pour le

goût. La perception des qualités organoleptiques, chimiques et bactériologiques est en relation directe avec le niveau de consommation de l'eau embouteillée. L'étude de Hudon et al. (1991) révèle également que les habitudes de consommation de l'eau potable des Québécois sont influencées par l'âge, la scolarité et le revenu; plus les gens sont scolarisés, plus ils boivent de l'eau embouteillée, plus ils sont jeunes, plus ils boivent de l'eau embouteillée, et finalement plus leur revenu est élevé, plus ils boivent de l'eau embouteillée. Il y a donc un besoin urgent d'information car l'incertitude et la confusion qui règnent sont présentement exploitées par le marché très lucratif des solutions alternatives qui crée souvent une fausse sécurité chez les consommateurs.

La présente étude vise à identifier les causes possibles de nuisances organoleptiques de l'eau potable de la municipalité d'East-Broughton station (Beauce, Québec) et de suggérer un procédé de traitement.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA LITTERATURE

CHAPITRE 1: REVUE DE LA LITTERATURE

1.1 Problèmes de nuisances organoleptiques dans l'eau potable

Le problème le plus fréquent rencontré dans l'eau potable est celui de la présence de divers goûts et odeurs (Sigworth, 1957). De plus, le contrôle des goûts et des odeurs dans l'eau potable est un problème majeur depuis plusieurs années (Namkung et Rittmann, 1987). Un sondage Gallup (Dice, 1975) rapporte que les goûts et les odeurs génèrent la plupart des plaintes de la part des consommateurs. Les goûts et les odeurs se présentent dans plusieurs eaux potables, spécialement celles qui ont pour source les eaux de surface comme les lacs et les rivières (Namkung et Rittmann, 1987). Les odeurs de terre, de boue et de moisi sont communes à travers le monde et sont incluses parmi les odeurs les plus incommodantes (Krasner et al., 1983). Une étude (AWWARF, 1976) montre qu'environ 70% des usines de traitement d'eau potable des Etats-Unis et du Canada ont admis qu'elles ont eu des problèmes de goût et d'odeur. Bays et al. (1970) mentionnent qu'en Grande-Bretagne, il y a moins d'une dizaine d'usines de traitement d'eau potable qui n'ont pas de problèmes de goûts et d'odeurs.

Selon Bartels et al. (1986), les consommateurs attacheraient plus d'importance aux goûts, aux odeurs, à la turbidité et à la couleur de l'eau, qu'à la présence de composés chimiques non-odorants et nuisibles pour la santé. Etant donné que ces paramètres organoleptiques sont directement évalués par le consommateur, ceci explique pourquoi les fournisseurs d'eau potable placent une telle importance sur le contrôle des paramètres organoleptiques de l'eau de consommation (Montiel, 1983).

1.2 Causes des nuisances organoleptiques

Les goûts et les odeurs de l'eau sont des problèmes universels lesquels existaient sûrement bien avant le début de la littérature scientifique. En effet, Farlow (1883) a reconnu que les cyanobactéries étaient principalement responsables des goûts et des odeurs dans l'eau.

Les problèmes de goûts et d'odeurs dans l'eau sont habituellement causés par la présence de composés organiques en faible concentration (Khiari et al., 1992). Les sources de nuisances organoleptiques peuvent être divisées en quatre groupes. Le premier groupe peut inclure les composés à goûts et odeurs naturels qui sont souvent causés par les produits métaboliques des algues et des bactéries. Ce groupe de substances organiques produisant des goûts et des odeurs de terre et de moisi est prédominant et on rapporte ces composés en Europe, aux Etats-Unis et au Japon (Lalezary et al., 1984). Ces substances naturelles sont une source majeure de plaintes des consommateurs (Namkung et Rittmann, 1987). Plusieurs composés d'origine naturelle et causant des goûts et des odeurs ont été identifiés (McGuire et al., 1981; Lalezary et al., 1986): le 2-méthylisobornéol (MIB) (Gerber, 1983), la géosmine (Zoetman et Piet, 1974; Persson, 1983; Rosen et al., 1970; Gerber et LeChevallier, 1965; Medsker et al., 1968), le 2-isopropyl-3-méthoxypyrazine (IPMP) et le 2-isobutyl-3-méthoxypyrasine (IBMP) (Gerber, 1983), le mucidone et le 2,3,6-trichloroanisole (TCA) (Lalezary et al., 1986). Parmi ceux-ci, la géosmine et le MIB, lesquels sont des produits métaboliques des actinomycètes et des cyanobactéries, sont les principales substances causant les odeurs de terre (Namkung et Rittmann, 1987) et représentent un problème largement répandu dans les eaux potables (Medsker et al., 1968). Dice (1975) rapporte également que l'odeur issue des actinomycètes est un problème fréquent. Le MIB et la géosmine, causant des odeurs de moisi et de terre, ont été trouvés pour la première fois par les Hollandais dans les eaux de surface d'Europe (Piet et al., 1972). Ces composés ont été également détectés au Japon (Kikuchi et al., 1973). Les problèmes de goûts et d'odeurs d'origine naturelle sont saisonniers (Namkung et Rittmann, 1987). Par exemple, dans l'ouest canadien, les niveaux les plus élevés de l'indice d'odeur apparaissent généralement durant les mois de juin à septembre (Davis et Lackey, 1982).

Le deuxième groupe inclut une variété de composés chimiques industriels de synthèse qui peuvent causer des problèmes organoleptiques comme les alkylbenzènes, les chlorobenzènes, les alcanes, le benzaldéhyde et le benzothiazole (Suffet et al., 1980) et l'huile (Couillard, 1980a; 1980b; 1986).

Le troisième groupe de composés à nuisance organoleptique présents dans l'eau sont ceux produits lors du traitement pour l'utilisation d'une eau potable. Durant le traitement, spécialement la chloration, des composés organiques traces peuvent être convertis en composés donnant des goûts et des odeurs très désagréables (Couillard, 1980a; 1980b; Bartels et al., 1986). Par exemple, la

chloration du phénol peut causer une odeur (Burttschell et al., 1959; Couillard, 1986).

Les composés du quatrième groupe, produisant des goûts et des odeurs, apparaissent pendant le stockage et la distribution de l'eau potable. Ces composés peuvent être similaires aux autres composés déjà mentionnés ou nouveaux. Les nouveaux composés peuvent être ajoutés par la solubilisation du revêtement des conduites d'eau ou des réservoirs de stockage (Krasner et Means, 1986). De plus, les produits du métabolisme microbien peuvent s'ajouter à l'eau traitée pendant le stockage dans les bassins (Burlingame et Brock, 1985).

1.3 Méthodes pour évaluer la qualité organoleptique de l'eau

Aux Etats-Unis, la qualité organoleptique de l'eau potable est évaluée régulièrement par la méthode de l'indice d'odeur (APHA, 1976). L'indice d'odeur est égal au degré de dilution de l'eau correspondant au seuil de perception de l'odeur. La dilution est faite avec une eau sans odeur (le témoin). En général, l'indice d'odeur n'inclut pas une description qualitative de l'odeur perceptible et sa valeur peut être imprécise (Krasner et al., 1985).

Une autre méthode communément utilisée est celle du "flavor profile analysis" (FPA). Cette technique a été développée dans l'industrie de l'alimentation et adaptée pour le traitement de l'eau par "The Metropolitan Water District of Southern California" (Metropolitan) en 1981 (Krasner et al., 1985). La FPA donne une description complète des saveurs et des arômes présents dans les échantillons (Bartels et al., 1986). Cette méthode est basée sur le jugement de membres entraînés qui discutent des arômes, des goûts et de l'intensité qu'ils perçoivent. Un échantillon est présenté simultanément à tous les membres du jury. La description et l'intensité des goûts et des odeurs sont notées individuellement par les membres. Par la suite, on discute des résultats et on tente de développer un consensus. Si 50% ou plus des membres ont la même description, l'intensité est calculée comme une moyenne des notes individuelles. Par contre, si moins de 50% donne une description particulière, cette description est ajoutée au résultat comme une note. Cette méthode procure une meilleure compréhension de la relation entre les composés organiques traces et les goûts et les odeurs dans

l'eau (Bartels et al., 1986). Par exemple, si l'on perçoit une odeur de terre, on peut fortement soupçonner la présence de géosmine.

1.4 Techniques utilisées pour identifier les composés odorants

Les méthodes analytiques disponibles, pour la détection et la quantification des composés donnant des goûts et des odeurs dans les échantillons d'eau, incluent une évaluation sensorielle utilisant l'odorat humain entraîné et des techniques instrumentales impliquant la chromatographie en phase gazeuse (CG) (Krasner et al., 1983). L'utilisation de la CG avec la spectrométrie de masse comme instruments d'analyse des composés odorants est, depuis longtemps, acceptée; cependant, les procédures de concentration pour donner la sensibilité nécessaire sont actuellement limitées (Krasner et al., 1983). Grob (1973) a développé une technique nommée "closed-loop stripping analysis" (CLSA). Pour un petit échantillon d'eau, habituellement un litre, cette méthode combine un facteur de concentration élevé, facteur d'environ 50 000, et un temps de réaction court (deux heures).

1.5 Méthodes de traitement

Les composés organiques qui peuvent produire des saveurs et des odeurs dans l'eau sont nombreux, et c'est pour cette raison qu'il est difficile d'utiliser un traitement unique pour leur enlèvement (Montiel, 1983).

1.5.1 Prévention

Les algues et les bactéries sont responsables de la présence de certains goûts et d'odeurs dans l'eau. Il y a plusieurs méthodes pour contrôler les algues et les bactéries dans l'eau, mais elles sont efficaces seulement dans les réservoirs, les lacs ou les bassins de stockage (Mouchet, 1978).

Le traitement physique a pour but de réduire la production de métabolites odorants en prévenant l'activité photosynthétique par le maintien de la turbidité

de l'eau avec de la vase et par noircissement avec du charbon actif en poudre ou par le recouvrement du réservoir d'eau potable (Montiel, 1983).

Le traitement chimique prévient la contamination par l'enlèvement de nutriments (matière organique, phosphore, azote) qui pourraient être utilisés par les microorganismes. Par exemple, l'enlèvement de la source de carbone peut se faire par précipitation du CaCO_3 de l'eau avec de la chaux (Montiel, 1983). Un autre traitement chimique implique l'utilisation d'algicides minéral et organique (Mouchet, 1978). Les algicides minéraux, utilisés dans l'eau, sont le sulfate de cuivre, le permanganate de potassium, le chlore, le dioxyde de chlore et l'argent. Les algicides organiques employés dans l'eau sont l'aramzide, le 2,3-dichloronaphthoquinone, le polymyxime et le chlorophényldiméthylurée. Il faut utiliser ces substances avec grand soin parce qu'elles sont toxiques pour les poissons et les humains (Montiel, 1983).

Les méthodes biologiques peuvent être utilisées pour contrôler les goûts et les odeurs dans l'eau (Hoehn, 1965). Cette technique est très spécifique et implique l'enlèvement d'une espèce d'algue ou bactérie qui produit des composés odorants et son remplacement par d'autres espèces qui ne produisent pas de tels composés. De cette façon, un équilibre biologique est maintenu. Deux autres méthodes biologiques sont possibles par l'utilisation de *Bacillus cereus* pour la dégradation de la géosmine (Hoehn, 1965; Silvey, 1963) et les virus spécifiques qui détruisent et préviennent les phases de croissance de cyanobactéries (Safferman et Morris, 1964).

1.5.2 Coagulation/sédimentation/filtration

Ces procédés sont vraiment efficaces dans l'enlèvement des matières en suspension ou colloïdales (Montiel, 1983). Ashitani *et al.* (1988) ont illustré l'importance de la coagulation/sédimentation/filtration pour l'enlèvement du phytoplancton avant l'addition d'un oxydant fort (chlore et ozone). L'oxydant fort aura pour effet de lyser les parois cellulaires des algues planctoniques et permettre à plus de composés odorants d'être libérés dans l'eau.

L'efficacité de cette filière de traitement pour l'enlèvement de la géosmine et du MIB n'est pas bonne (Montiel, 1983). Un travail fait par Bartels et al. (1986) montre que le brassage initial, avant la coagulation, ne réduit pas significativement les composés odorants et que la coagulation conventionnelle au sulfate d'aluminium (Couillard, 1983; 1982; Couillard et Tyagi, 1986) n'a pas ou presque pas d'effet sur la concentration des composés testés. De plus, la saveur de l'eau est quelquefois augmentée au cours de ce traitement (Silvey et Roach, 1964).

1.5.3 Aération

L'aération contribue à enlever les composés organiques volatils et odorants, comme les sulfates, mais ce traitement n'a pas d'effet sur la géosmine et le MIB (Montiel, 1983). Les résultats de Bartels et al. (1986) indiquent que, durant le procédé de brassage normal, il y a très peu d'enlèvement des composés testés. L'aération est efficace pour les composés qui ont une constante de Henry plus élevée que 10^{-3} atm.m³/mol. Etant donné que la géosmine et le MIB ont des constantes de Henry voisines de 10^{-5} atm.m³/mol, ces substances odorantes ne sont généralement pas directement enlevées (Lalezary et al., 1984).

1.5.4 Dégradation par irradiation

Montiel (1983) trouve que le traitement avec les rayons gamma est très efficace pour l'enlèvement des saveurs de terre et de moisi. Ce traitement est très coûteux et forme des sous-produits comme les ions nitrite qui rendent l'eau impropre à la consommation (Montiel, 1983).

1.5.5 Oxydation

Dans l'analyse de l'impact de l'oxydation des composés responsables des goûts et des odeurs, il est important de reconnaître que le type et la forme d'oxydant utilisé déterminent la réaction et le type de produit obtenu.

Bartels et al. (1986) ont répété le travail rapporté par plusieurs auteurs (Lalezary et al., 1986) et ont conclu que le chlore, les chloramines, le dioxyde de chlore et le permanganate de potassium sont généralement inefficaces pour l'enlèvement de la géosmine et du MIB. Les résultats de l'étude menée par Lalezary et al. (1986) montrent que le dioxyde de chlore est le meilleur produit pour enlever les composés odorants testés (TCA, IPMP, IBMP, MIB et géosmine). Aucun de ces oxydants (chlore, chloramines, dioxyde de chlore, permanganate de potassium) n'enlève plus de 40% à 60% de la géosmine et du MIB (Lalezary et al., 1986). Pourtant, l'utilisation du dioxyde de chlore à Edmonton (Alberta, Canada) a éliminé presque tous les types de plaintes concernant les goûts et les odeurs (Walker et Aieta, 1986). Il a été démontré que les composés odorants libérés par les microorganismes, apparaissent être inefficacement oxydés par les chloramines. Le traitement de ces goûts et de ces odeurs peut être accompli par préchloration/postammoniation, avec un dosage suffisant de chlore libre et un temps de contact suffisant pour oxyder correctement les substances odorantes, préalablement à l'addition d'ammoniaque (Krasner et al., 1986). Certaines odeurs de poisson et de marécage peuvent nécessiter 2 mg/l de chlore libre, après une heure de temps de contact, pour réduire efficacement ces odeurs (Krasner et al., 1986). Le chlore peut être efficace dans l'enlèvement d'autres composés odorants produits par les algues *Peridinium* (Rebhun et al., 1971) et *Dinobryon* (Vaughn, 1972).

Lalezary et al. (1986) ont étudié l'enlèvement de cinq composés donnant des goûts et des odeurs de terre et de moisi, par l'oxydation avec le KMnO_4 et par adsorption avec le MnO_2 avec un temps de contact de deux heures et à pH 6.7. Leurs résultats montrent que l'oxydation par le KMnO_4 est un procédé inefficace dans l'enlèvement des composés organiques testés. Par contre, l'adsorption des composés organiques odorants par le MnO_2 est significativement plus efficace que l'oxydation par le KMnO_4 .

Généralement, l'ozone est le plus efficace des oxydants pour le traitement des goûts et des odeurs. Les résultats d'une étude réalisée par Suffet et al. (1986) indiquent qu'une dose de 2.5 à 2.7 mg/l d'ozone avec un temps de contact de dix minutes donne 0.2 mg/l d'ozone résiduel et une réduction significative des goûts et des odeurs. Plusieurs goûts et odeurs sont complètement enlevés et d'autres sont significativement réduits quand l'ozone est utilisé. Dans l'étude de Suffet et al.

(1986), les odeurs de poisson ont été complètement enlevées; cependant une odeur fruitée a été produite durant l'ozonation. Cette odeur de fruit n'a pas été significativement réduite par la filtration sur charbon actif granulé (CAG).

Une étude (Glaze et al., 1987) a été réalisée sur l'enlèvement de six composés odorants avec différents oxydants. Les substances odorantes étudiées étaient la géosmine, le MIB, le diméthyl trisulfate, l'heptanal, l'hexanal et le 2,4-décadienal. Les oxydants utilisés sont le chlore, les chloramines, le dioxyde de chlore, le permanganate de potassium, l'ozone, le couplage ozone/ultraviolet (UV), le peroxyde d'hydrogène, le couplage peroxyde/UV et le couplage ozone/peroxyde. Les résultats obtenus pour le chlore confirment les résultats de Lalezary et al. (1986), c'est-à-dire que cet oxydant n'est pas efficace pour enlever la géosmine et le MIB. Ceci n'est pas surprenant étant donné que la monochloramine n'enlève pas de quantité significative de ces deux composés (McGuire et Gaston, 1988). Cependant, les résultats de Glaze et al. (1987) pour l'ozone n'appuient pas ceux de Lalezary et al. (1986). Le travail de Glaze et al. (1987) a été fait en utilisant l'eau de la rivière Colorado et les résultats montrent un enlèvement efficace de la géosmine et du MIB par l'ozone. La différence dans les matrices d'eau peut expliquer pourquoi les deux études ne concordent pas. Les résultats de Terashima (1988), concernant l'enlèvement de la géosmine et du MIB par l'ozone, sont consistants avec ceux rapportés par Glaze et al. (1987).

Glaze et al. (1987) mentionnent aussi que le couplage peroxyde d'hydrogène/ozone dans une proportion de 0.4 à 1 résulte en un optimum de formation de radicaux hydroxyles lesquels sont les agents oxydants les plus puissants dans le traitement de l'eau potable. L'utilisation de ce type d'oxydant pour contrôler les saveurs est significatif (McGuire et Gaston, 1988). Des travaux futurs sont nécessaires afin de démontrer l'efficacité du couplage ozone/peroxyde d'hydrogène à l'échelle pilote et à grande échelle.

L'usage d'oxydants pour contrôler les saveurs est limité étant donné que ceux-ci peuvent conduire à des problèmes de goûts et d'odeurs. Les saveurs de chlore sont bien connues pour être produites quand le chlore libre ou les chloramines sont utilisés (Krasner et Barrett, 1984). Des odeurs fruitées ont été rapportées avec l'utilisation de l'ozone; ceci est probablement dû à la production d'aldéhydes, spécialement le décanal (Mallevalle et Suffet, 1987). Lorsqu'on

utilise le dioxyde de chlore, il en résulte une saveur de kérosène dans l'eau après un temps de contact suffisant et un certain temps de résidence dans les systèmes de distribution (Carlson et al., 1986).

1.5.6 Charbon actif

Le charbon actif existe sous forme de poudre ou de granules et est utilisé avec succès dans le traitement des goûts et des odeurs dans plusieurs usines de traitement d'eau potable (McGuire et Gaston, 1988). Le charbon actif pulvérulent (CAP) est ajouté directement à l'eau brute et, par la suite, réagira avec un oxydant ou un coagulant chimique. Ce procédé suit le charbon pour réagir avec les composés produisant des odeurs (McGuire et Suffet, 1984). La filtration sur charbon actif granulé (CAG) se fait généralement après les procédés de coagulation/sédimentation. Le CAG peut aussi être utilisé comme remplacement d'un médium filtrant conventionnel (filtre adsorbant) ou dans les filtres après une filtration conventionnelle (post-filtre adsorbant) (McGuire et Gaston, 1988).

Plusieurs chercheurs ont déterminé que le CAP est moins efficace que le CAG (Montiel, 1983), mais le coût est, en général, moins élevé pour le CAP (McGuire et Gaston, 1988). Yagi et al. (1983) rapportent que le MIB et la géosmine sont significativement réduits avec des doses de CAP de 10 à 25 mg/l, mais plus de 100 mg/l de CAP sont nécessaires pour enlever 100 ng/l de géosmine. Les travaux faits par Bartels et al. (1986) montrent que 50 mg/l de CAP sont suffisant pour obtenir un taux d'enlèvement élevé pour plusieurs composés. Fiessinger et Richard (1975) montrent que, si la quantité moyenne de CAP nécessaire pour réduire significativement les composés odorants excède 20 mg/l, il est préférable d'utiliser le CAG.

À Régina/Moose Jaw (Saskatchewan, Canada), la filtration sur CAG a enlevé les algues causant des goûts et des odeurs à l'eau (Gammie et Giesbrecht, 1986). Des résultats similaires ont été obtenus en France pour la filtration sur CAG pendant une période de trois ans (Mallevalle, 1986). Herzing et al. (1977) ont trouvé que lorsque le MIB ou la géosmine sont présents dans l'eau contenant des substances humiques, ces substances humiques réduisent significativement la capacité du

charbon à adsorber les composés donnant des goûts et des odeurs même si le MIB et la géosmine sont fortement adsorbés par le CAG.

Les critères de traitement avec l'utilisation de CAG varient largement avec les différentes expériences, mais la plupart des usines de traitement de l'eau potable rapportent d'excellents succès avec des temps de contact se situant entre 5 et 30 minutes (Gammie et Giesbrecht, 1986).

L'enlèvement des composés odorants dépend du type de CAG utilisé, de la composition de l'eau et de la concentration des substances humiques (Herzing et al., 1977). Herzing et al. (1977) mentionnent aussi qu'une bonne qualité de CAG est efficace pour l'enlèvement des odeurs et des goûts pendant une période de deux ans. Parallèlement à ses propriétés adsorbantes, le charbon actif constitue un bon support pour le développement bactérien dont la mise en évidence dans les installations industrielles a pu être réalisée par diverses techniques : examen en microscopie à balayage (Weber et al., 1978), dénombrements bactériens (Rizet et Coute, 1981) et dosage de l'ATP (Bourbigot, 1981; Servais et al., 1991).

1.5.7 Charbon actif biologique

Plusieurs études (Brazos et O'Connor, 1986; Janssens et al., 1984) ont démontré que le carbone organique dissous (COD) est constitué d'une fraction de carbone organique réfractaire (COR) et d'une fraction de carbone organique biodégradable (COB). L'ozonation augmente la fraction biodégradable qui sert par la suite de substrat aux microorganismes fixés sur les grains de charbon actif. La combinaison d'une ozonation suivie d'une filtration sur charbon actif est appelée filtre au charbon actif biologique (CAB). Ce procédé permet à la fois d'éliminer l'ammoniaque, d'abaisser la demande en chlore à court et à long termes et de réduire la concentration des précurseurs des trihalométhanes présents dans l'eau (Prévost et al., 1991a).

1.6 Dégradation de la qualité de l'eau dans les systèmes de distribution

Les techniques de purification employées dans les usines de production d'eau potable permettent de redonner aux eaux brutes impropres à la consommation une qualité acceptable. Le portrait est moins reluisant quant à la qualité de l'eau distribuée. La croissance des bactéries dans l'eau potable peut être le résultat de différentes situations. La quantité de nutriments contenue à la sortie des usines, la concentration résiduelle de désinfectant, le pH, la température, la concentration en oxygène dissous, la concentration de carbone organique, mais aussi le matériau dont sont constituées les conduites, le temps de séjour de l'eau, le régime hydraulique et les surfaces internes des conduites peuvent jouer un rôle dans le processus de détérioration de l'eau distribuée (Characklis et Marshall, 1990; Lechevallier, 1990; Characklis, 1988; LeChevallier et al., 1987).

La qualité de l'eau peut être maintenue par la limitation de la croissance des bactéries grâce à l'enlèvement des nutriments (matière organique, phosphore, azote, etc...) et par l'utilisation d'oxydants chimiques (habituellement 0.2 mg/l de chlore libre résiduel est suffisant). Une bonne qualité des matériaux doit être utilisée dans la construction des systèmes de distribution; ainsi, l'activité microbiologique est minimisée.

1.7 Réglementation sur l'eau potable

Les normes et les contrôles de plus en plus sévères des organismes responsables de la réglementation sur l'eau potable, de même que l'intérêt grandissant de la population face à la qualité de l'eau de boisson, forcent les producteurs à optimiser le traitement de l'eau à un coût acceptable. L'eau doit être exempte de microorganismes pathogènes ou opportunistes, les saveurs et les odeurs doivent être mieux contrôlées et la concentration des sous-produits de désinfection, tels que les THM, doit constamment diminuer.

Suite à une réévaluation récente des risques sanitaires liés à l'ingestion d'eau potable, on assiste à un resserrement des normes de qualité de l'eau potable dans les pays industrialisés (Lafrance et al., 1991). Les normes de qualité de l'eau

potable, actuellement en révision aux Etats-Unis et dans la Communauté Economique Européenne (CEE), tendent vers une plus grande sévérité en ce qui concerne la présence de microorganismes et de composés organiques formés lors de la désinfection (sous-produits d'oxydation). Un processus semblable est actuellement en cours au ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ) suite à une modification récente des recommandations de Santé et Bien-être Canada. Les normes de qualité microbiologique seront plus strictes et s'appliqueront à la qualité de l'eau à la sortie de l'usine et dans le réseau de distribution. Pour répondre à cette exigence, il serait nécessaire d'augmenter la quantité d'oxydant utilisée pour la désinfection. Cependant, les normes plus strictes, n'autorisant la présence de nombreux composés organiques qu'à des niveaux très faibles, limitent aussi l'utilisation des oxydants à des niveaux souvent insuffisants pour assurer une bonne désinfection. La seule solution technique permettant de résoudre à la fois ces deux problèmes, consiste à raffiner le traitement des eaux avant l'addition d'oxydants.

Dans ce nouveau contexte normatif, la qualité de l'eau peut être évaluée en fonction des critères de qualité suivants:

1) l'abaissement des sous-produits d'oxydation et de leur potentiel de formation:

Pour la post-désinfection des eaux traitées, la chloration reste une solution efficace et très utilisée. L'utilisation du chlore présente comme inconvénient principal la formation de sous-produits indésirables tels que les trihalométhanes (THM). La meilleure solution afin de limiter les sous-produits d'oxydation du chlore est de limiter, à la fois, la concentration de chlore requise et la quantité de précurseurs présents.

La norme de THM, actuellement en vigueur dans la province de Québec, est de 350 $\mu\text{g}/\text{l}$; elle est en révision. L'OMS (Organisation mondiale de la santé) recommande une concentration de 30 $\mu\text{g}/\text{l}$ de chloroforme et de 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ de THM, alors que la norme actuellement en révision aux Etats-Unis est de 100 THM $\mu\text{g}/\text{l}$.

L'utilisation d'autres oxydants comme le bioxyde de chlore ou les chloramines n'est pas sans problème en raison de leur faible efficacité et des risques potentiels sanitaires associés à la présence des sous-produits.

2) la prévention de la recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution:

Pour maintenir la qualité microbiologique de l'eau de la sortie de l'usine jusqu'au dernier usager, il faut diminuer les concentrations de carbone organique biodégradable (COB) et maintenir la stabilité de la concentration résiduelle de chlore libre dans le réseau.

3) la réduction des goûts et des odeurs:

Bien que dans de nombreux cas, sans signification sanitaire, les goûts et les odeurs déterminent souvent l'acceptation du produit par le consommateur. De nouveaux critères d'évaluation de la qualité de l'eau doivent donc être développés. C'est plutôt en termes de stabilité biologique, de demande en chlore, de stabilité du chlore résiduel libre et de quantité de sous-produits d'oxydation formés aux doses utilisées en usine, qu'il convient d'évaluer la qualité de l'eau. Le Ministère de l'Environnement du Québec travaille actuellement à la promotion d'un nouveau règlement sur l'eau potable afin d'accroître les garanties de distribution d'une eau de qualité (Théberge, 1991). Pour l'instant, l'odeur est considérée comme un indicateur de la présence éventuelle de problèmes de qualité de l'eau ou d'exploitation des usines de traitement, il est impossible d'établir une limite quantitative maximale acceptable en raison de l'absence de toute méthode objective de mesure. On qualifie alors l'eau d'odeur inoffensive (Santé et Bien-être social Canada, 1982).



CHAPITRE 2

MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE 2: MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Mise en situation

Cette étude a été réalisée en repérant, au Québec, une municipalité au prise avec un problème de nuisances organoleptiques de l'eau potable. Depuis plusieurs années, les citoyens de la municipalité d'East-Broughton station (comté de Beauce) se plaignent de la qualité organoleptique de l'eau du robinet. En effet, deux pétitions ont déjà circulé concernant la présence de mauvais goût (Courrier Frontenac, 1992a) et d'odeur dans l'eau potable (Courrier Frontenac, 1992b; 1992c). Cette eau provient du Lac du Cinq, un petit lac de 14 ha de superficie et de profondeur moyenne de 9 mètres. Il est situé à 7 km au nord-est de la municipalité et à 2015 pieds d'altitude. L'eau descend gravitairement jusqu'au poste de chloration qui est à une altitude de 1100 pieds. L'eau brute subit une chloration simple et deux bassins de stockage de 12 pieds de profondeur fournissent un débit moyen de 749 m³/d afin d'alimenter une population de 1302 habitants (MAS, 1987). Le débit projeté est de 1317 m³/d (MAS, 1987).

La dernière pétition de 317 signatures a été déposée par le Comité de citoyens de la municipalité d'East-Broughton station lors de l'assemblée du Conseil municipal le 6 avril 1992. Cette pétition visait à ce que toute activité cesse sur le Lac du Cinq parce que, selon ce comité, le problème de l'eau originerait de l'ensemencement de truites et de la pêche dans le lac par l'Association de Chasse et de Pêche des Cantons de Broughton inc. (Courrier Frontenac, 1992a; 1992b; 1992c). Le Conseil municipal d'East-Broughton station a adopté à l'unanimité en mai 1992 la résolution d'interdire toute activité sur le Lac du Cinq (Courrier Frontenac, 1992d). Cependant, cette résolution n'a pas été respectée par les membres de l'Association de Chasse et de Pêche (Courrier Frontenac, 1992d). Le Conseil municipal a finalement adopté à l'unanimité un règlement interdisant toute activité sur et autour du Lac du Cinq lors d'une assemblée spéciale tenue le 27 juillet 1992 (Courrier Frontenac, 1992e). En effet, ce règlement interdit à toute personne de circuler ou d'avoir accès au Lac du Cinq par la bande de cinquante pieds qui ceinture en partie le plan d'eau, que ce soit à pied ou avec toute forme de véhicule motorisé. Cette règle s'applique aux gens qui résident ou non à East-

Broughton station. De plus, les gens sont passibles d'une amende de 100\$ à 300\$ pour chaque jour d'infraction.

2.2 Choix des paramètres

Un suivi de la qualité de l'eau potable est effectué afin de déterminer les causes possibles de nuisances organoleptiques. Les paramètres analysés sont la température, la conductivité, le pH, la turbidité, le carbone organique dissous, la couleur, la biomasse chlorophyllienne, l'identification et le dénombrement du phytoplancton. L'intensité et l'identification des goûts et des odeurs ont été évalués qualitativement avec la participation de trois citoyens(nes) d'East-Broughton station.

Des résultats fournis par le Ministère de l'Environnement du Québec ont également servi à évaluer la qualité physico-chimique et microbiologique de l'eau de distribution de la municipalité en question. Ces résultats sont présentés aux tableaux A.1 à A.3 en annexe A.

2.3 Description sommaire du réseau de distribution d'eau potable

Le plan du réseau d'aqueduc est illustré à l'annexe B. Il est difficile de décrire le réseau avec exactitude, car le plan le plus récent date du 24 août 1970. Depuis, on a effectué plusieurs réparations et changements sur le réseau. La partie du côté ouest de la 8ième avenue sud, qui est le prolongement des 1ère, 2ième, 4ième et 7ième rues, est absente.

L'eau d'origine lacustre est traitée à l'aide de dioxyde de chlore et stockée dans un réservoir. Une conduite de 8 pouces de diamètre amène l'eau potable à la municipalité. Celle-ci se ramifie en conduites de 6, 4, 3 et 2 pouces de diamètre. Presque la totalité des conduites du réseau d'eau potable de la municipalité d'East-Broughton station sont fabriquées en fonte; les conduites de PVC sont utilisées depuis seulement 5 ans (communication personnelle avec monsieur Normand Guay). Le diamètre de la conduite à la station 3, qui est située sur la 13ième avenue nord, est de 4 pouces, tandis que celle de la station 4, située sur la 7ième rue ouest,

a un diamètre de 6 pouces. Les conduites alimentant la partie ouest de la 8ième avenue sud, y compris la station 5, possèdent des diamètres de 4 et 6 pouces (communication personnelle avec monsieur Normand Guay).

2.4 Stations d'échantillonnage

Un total de cinq stations d'échantillonnage font l'objet de cette partie de l'étude. La première station se situe à l'entrée du réservoir avant le traitement (eau brute). La station 2 est au réservoir dans un des deux bassins de stockage de l'eau traitée par chloration simple en continu. Les trois autres stations correspondent à l'eau du réseau de distribution dont l'une (station 3) se situe dans la partie la plus ancienne du réseau, la station 4 est au centre du réseau tandis que la station 5 est à l'extrémité du réseau.

2.5 Fréquence et méthode d'échantillonnage

Le programme d'échantillonnage a été réalisé à intervalles réguliers de deux semaines. C'est le 3 juin 1991 que la session d'échantillonnage a débuté et s'est terminée le 23 septembre de la même année pour un total de neuf campagnes.

L'eau a été recueillie dans des bouteilles pré-identifiées et a servi à l'analyse de tous les paramètres mentionnés à la section 2.2. Une solution de lugol a été utilisée afin de préserver les échantillons de phytoplancton.

2.6 Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques et esthétiques

Les analyses de couleur, de carbone organique dissous, de conductivité, de pH, de chlorophylle "a", d'identification et de dénombrement du phytoplancton ont été réalisées dans les laboratoires de l'INRS-Eau. Les analyses de turbidité ont été effectuées au laboratoire du Ministère de l'Environnement du Québec. Les mesures de température et l'analyse des goûts et des odeurs ont été faits sur place.

Les résultats obtenus concernant l'analyse de l'intensité des goûts et des odeurs ont été notés selon le tableau suivant.

Tableau 2.1: Intensité des goûts et des odeurs

Intensité	Description
0	nul
1	modéré
2	désagréable
3	très désagréable

Les méthodes d'analyse sont résumées au tableau 2.2. La description plus détaillée de certaines méthodes d'analyses est présentée en annexe C.

Tableau 2.2: Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques et esthétiques

Paramètre	Matériel	Méthode	Référence
température	thermomètre de verre		
pH	pH-mètre, radiomètre 26		
turbidité	turbidimètre Hach, modèle 2100A	néphélométrique	APHA (1980)
conductivité	conductivimètre, modèle CDM2e		
couleur	analyseur, modèle technicon	colorimétrique automatisée	APHA (1971)
COD*	analyseur, modèle technicon	conductivimétrique automatisée	
chlorophylle "a"	fluorimètre Turner Design	fluorimétrique	APHA (1980)
phytoplancton	microscope inversé, modèle Diavert	1002F	APHA (1980)
goûts et odeurs		qualitative	

*carbone organique dissous

2.7 Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques sont importantes parce qu'elles affectent la qualité de l'eau. Par exemple, les orages, les vents violents et les précipitations entraînent une augmentation de la turbidité de l'eau. Les sommaires climatologiques de 1991 pour la région de Thetford-Mines, fournis par la Direction des réseaux atmosphériques du Ministère de l'Environnement du Québec, sont présentés à l'annexe D. Ces tableaux contiennent les températures maximales et minimales de chaque jour, les températures mensuelles moyennes minimales et maximales, la quantité totale et la durée des précipitations sous forme de pluie ou de neige, la direction et la vitesse des vents, la nébulosité, le nombre d'heures d'ensoleillement et autres phénomènes comme la hauteur de neige au sol, le brouillard, les orages et le tonnerre, les vents violents, etc.

Selon ces résultats, la température moyenne mensuelle a atteint 18.4°C en juillet 1991 et s'est maintenue en août 1991 avec 18.5°C. Au mois de septembre, la température mensuelle moyenne a chuté à 10.5°C. Les précipitations ont été très peu abondantes avec un total de 69.4 mm pour juin, 157.4 mm en juillet, 59.6 mm en août et 87 mm en septembre. Le nombre d'heures d'insolation (>5°C) varie entre 173 degrés-jours et 419.2 degrés-jours, de juin à septembre inclusivement.

CHAPITRE 3

RESULTATS ET DISCUSSION



CHAPITRE 3: RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les tableaux en annexes E, F et G présentent les résultats bruts obtenus lors des campagnes d'échantillonnage réalisées sur le réseau de distribution étudié. Le tableau H présente les résultats moyens obtenus en 1989.

3.1 Température de l'eau potable d'East-Broughton station

La température est un paramètre très important pour la qualité de l'eau potable parce qu'elle est à l'origine des réactions chimiques, biologiques et physiques. La figure 3.1a représente la variation de la température de l'eau en fonction du temps à chacune des cinq stations d'échantillonnage. D'une façon générale, les valeurs de température dépassent la norme de 15°C établie par Santé et Bien-être social Canada (1978). À chaque station, la température augmente graduellement, à partir du 3 juin 1991 jusqu'au 29 juillet 1991, atteignant des valeurs de 19°C; ces valeurs sont donc supérieures à la température moyenne de l'air mesurée en juillet et en août qui se situent à 18.5°C pour juillet et à 18.4°C pour le mois d'août (voir annexes A.2 et A.3). Par la suite, la température diminue quelque peu au mois suivant et au début de septembre 1991. Le 23 septembre 1991, la température de l'eau du réservoir chute à 14°C tandis, qu'aux autres stations, les valeurs demeurent constantes aux environs de 18°C. Ce phénomène est attribuable à l'effet tampon joué par le sol entourant les conduites (Desjardins et al., 1991). La figure 3.1b montre que la température augmente légèrement en fonction de la distance du réservoir.

La qualité de l'eau aux points de vue esthétique et santé, est influencée par la température. L'augmentation de température au printemps peut engendrer une croissance bactérienne plus rapide dans les réseaux de distribution (Geldreich et Rice, 1987). De plus, une élévation de température rehausse l'habileté du citoyen à détecter les substances odorantes (Suffet et al., 1988; Alexander et al., 1982). Au printemps et à l'automne, lorsqu'il y a déstratification thermique de la colonne d'eau d'un lac ou d'une rivière, c'est-à-dire que lorsque la température de la colonne d'eau passe à 4°C, il y a un mélange complet de cette colonne et relargage d'éléments nutritifs. Ce phénomène naturel, est en grande partie, responsable de

la dégradation de la qualité de l'eau comme c'est le cas à la ville de Deux-Montagnes (Montréal, Québec) où l'on connaît des problèmes de turbidité et de couleur reliés à la déstratification de la colonne d'eau du lac de Deux-Montagnes (Meilleur et Béron, 1989).

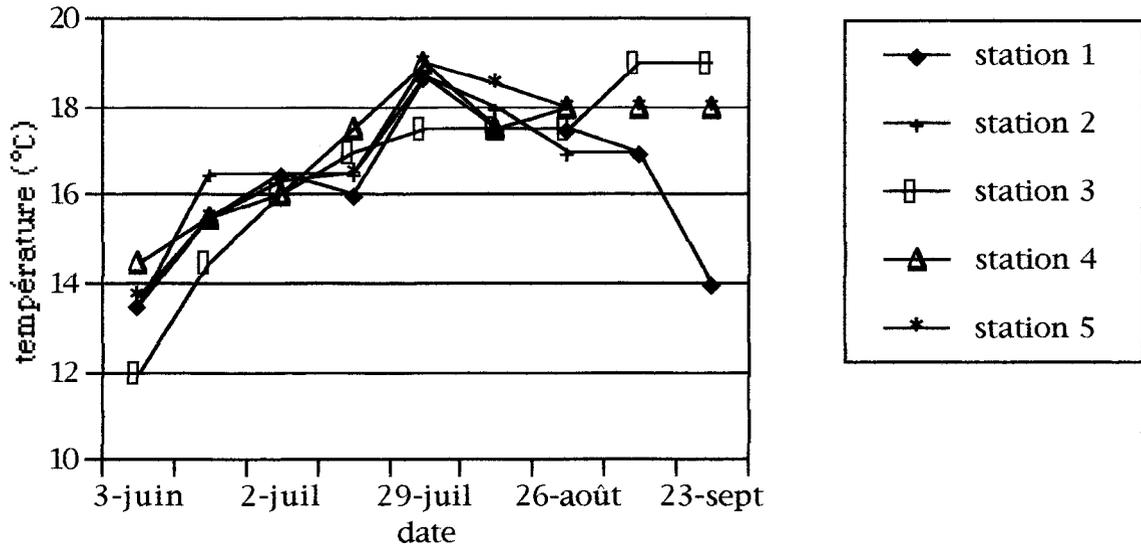


Figure 3.1a: Evolution temporelle de la température de l'eau potable d'East-Broughton station (1991)

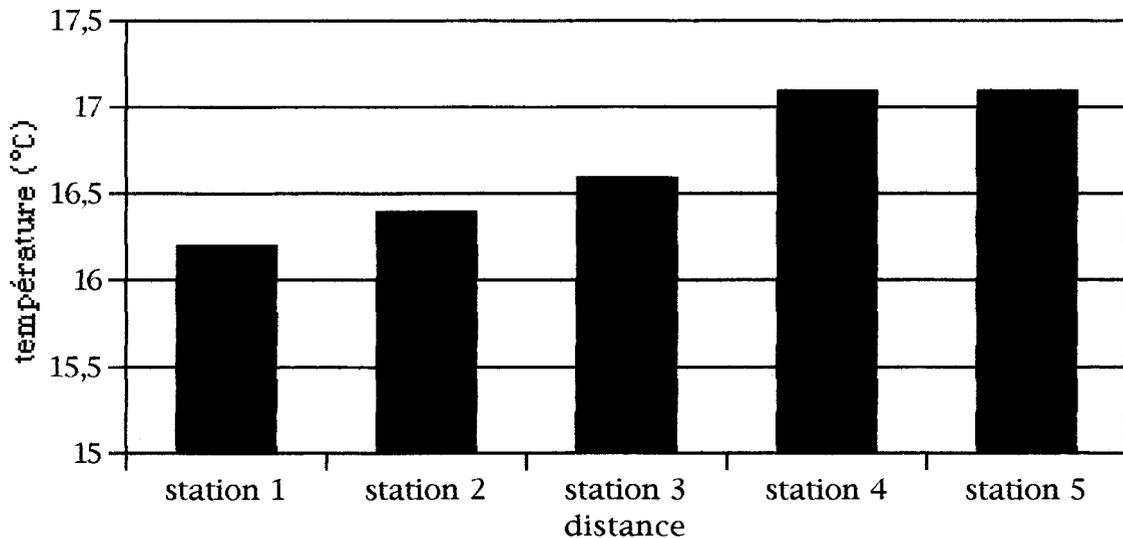


Figure 3.1b: Température de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.2 pH de l'eau potable d'East-Broughton station

Cette mesure est importante car la valeur du pH conditionne un grand nombre d'équilibres des composantes d'une eau. L'intervalle acceptable du pH pour l'eau potable va de 6.5 à 8.5 (Santé et Bien-être social Canada, 1982). Ces valeurs ont été choisies afin de réduire au minimum la corrosion et l'entartrage, compte tenu de l'efficacité de la désinfection au chlore et de la formation des trihalométhanes (THM) (Santé et Bien-être social Canada, 1982).

Le pH de l'eau potable d'East-Broughton station varie faiblement au cours de l'été 1991 pour les cinq stations (voir figure 3.2a). On ne note pas de différence importante entre les stations. La valeur moyenne de pH pour toutes les stations est de 6.37. Cette valeur est inférieure à la norme recommandée actuellement au Canada. Cette eau légèrement acide peut corroder les conduites en métal. Si l'on compare la moyenne actuelle avec celle de 1989 dont la valeur est de 6.88 (Lessard, 1989), on constate que cette dernière valeur entre à l'intérieur de l'intervalle de la norme fixée.

Le pH est fonction de la proportion des différentes espèces de carbone inorganique (CO_2 , HCO_3^- , $\text{CO}_3^{=}$) présentes en solution (Golterman, 1969). En effet, le CO_2 libre domine dans l'eau à un $\text{pH} < 5$. Lorsque le $\text{pH} > 9.5$, la concentration de $\text{CO}_3^{=}$ est quantitativement significative, tandis qu'entre $\text{pH} 7$ et 9 ; ce sont les HCO_3^- qui dominent. La photosynthèse et la respiration sont deux facteurs majeurs qui influencent la concentration de CO_2 dans l'eau (Wetzel, 1983). Les pertes de CO_2 par l'utilisation photosynthétique fait augmenter le pH. Les organismes consommateurs produisent du CO_2 par la respiration rendant ainsi le pH plus acide. D'autre part, le pH influence grandement la croissance des microorganismes. En effet, le pH optimal des bactéries aérobies se situe entre 6.5 et 7.5 (Tsugita et Ellis, 1981).

Le pH de l'eau dans le réservoir et les réseaux de distribution d'eau potable demeure relativement acide dû à l'absence d'activité photosynthétique et la présence de bactéries (respiration et décomposition). La figure 3.2b montre que le pH est légèrement plus élevé aux stations 1, 2 et 4 qu'aux stations 3 et 5.

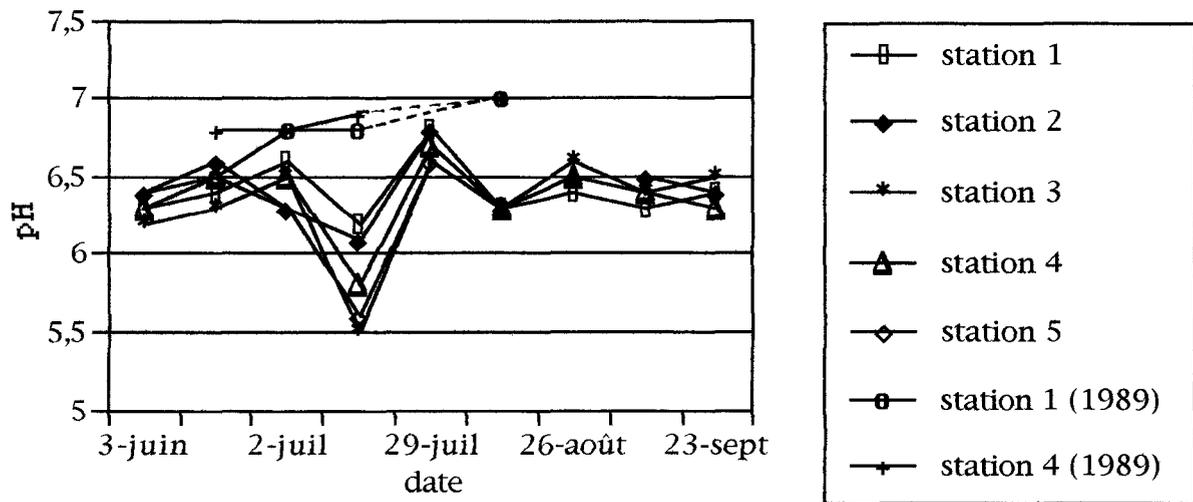


Figure 3.2a: Evolution temporelle du pH de l'eau potable d'East-Broughton station (1989-1991)

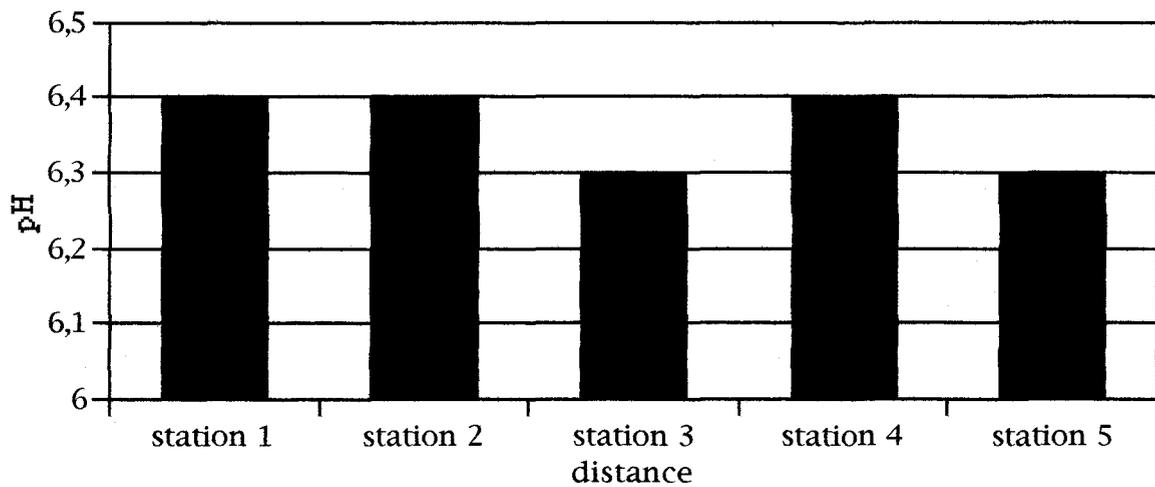


Figure 3.2b: pH de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.3 Conductivité de l'eau potable d'East-Broughton station

La conductivité est un paramètre qui dépend de la présence d'ions, de leur concentration totale, de leur mobilité, de la concentration relative de chacun et de la température de l'eau (APHA, 1980). La température affecte la vitesse ionique et, par conséquent, fait augmenter la conductivité de 2% environ par degré Celsius (Wetzel, 1983).

La figure 3.3a présente la conductivité de l'eau potable en fonction du temps. Les résultats montrent une faible conductivité variant entre 24.9 et 44.4 umhos/cm. La moyenne pour toutes les stations, au cours de l'été, est de 32.9 umhos/cm. Les limites maximales acceptées sont de l'ordre de 800 umhos/cm qui correspond à 500 mg/l de sels minéraux (APHA, 1980). Une conductivité de 32.9 umhos/cm correspond approximativement à 20.6 mg/l de sels minéraux, ce qui est très peu important. Aux États-Unis, les valeurs de conductivité pour les eaux potables varient de 50 à 1500 umhos/cm (APHA, 1980).

La figure 3.3b présente les résultats de la conductivité de l'eau potable en fonction de la distance du réservoir. Ces résultats sont la moyenne des neuf lectures pour chaque station. On note une légère élévation de la conductivité électrique avec l'éloignement des bassins de stockage. Ceci peut être expliqué par une reminéralisation de l'intérieur des conduites.

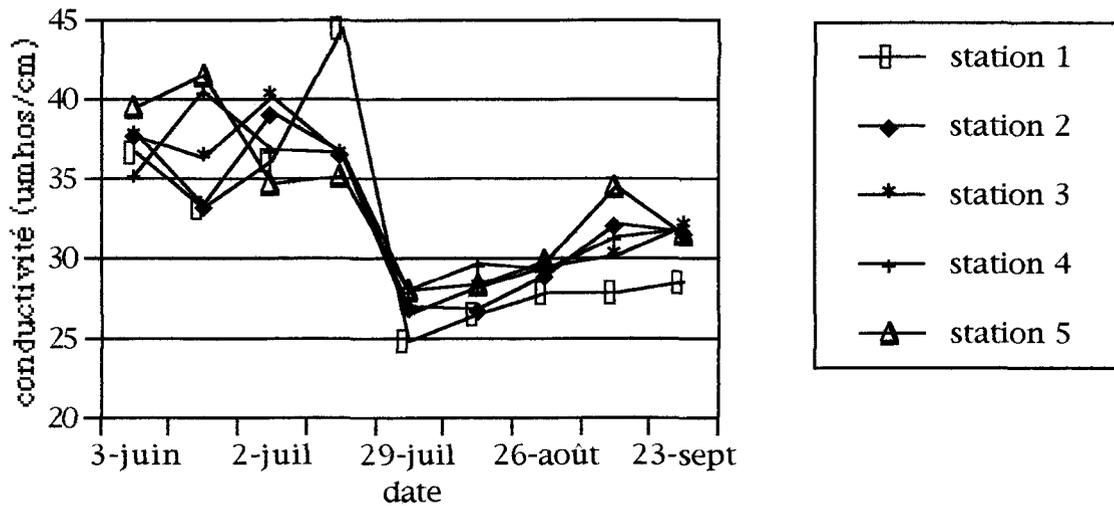


Figure 3.3a: Evolution temporelle de la conductivité de l'eau potable d'East-Broughton station (1991)

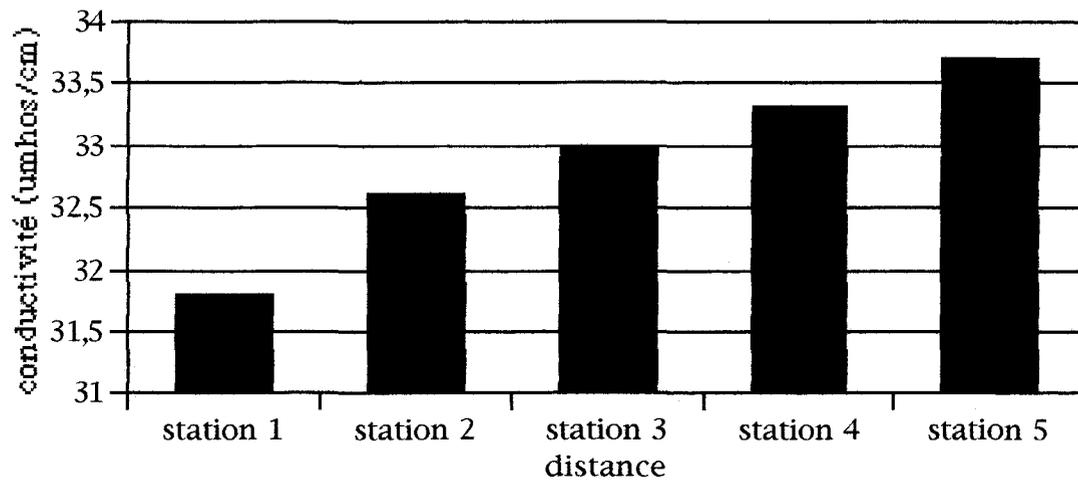


Figure 3.3b: Conductivité de l'eau potable en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.4 Turbidité de l'eau potable d'East-Broughton station

La turbidité de l'eau est causée par la matière en suspension comme les fines particules organiques et inorganiques, les composés organiques solubles et colorés, le plancton et autres organismes microscopiques (APHA, 1980); elle est aussi influencée par l'abondance des précipitations (MENVIQ, 1989). Ce paramètre est important pour des raisons de santé et organoleptique. La turbidité nuit à la santé car elle réduit l'efficacité de la désinfection, augmente la disponibilité d'éléments nutritifs biologiques, la formation de THM ainsi que la concentration de métaux lourds et biocides (Gouvernement du Canada, 1987). La norme de turbidité recommandée pour les eaux désinfectée est de 1 UTN (unité néphélométrique de turbidité) afin d'assurer une meilleure efficacité de la désinfection. Par ailleurs, un contrôle obligatoire beaucoup plus serré de ce paramètre sera exigé des exploitants (Théberge, 1991). En général, les consommateurs refusent une eau dont la turbidité dépasse 1 UTN (Feuillet MENVIQ).

La figure 3.4a présente l'évolution de la turbidité de l'eau dans le réseau d'alimentation en fonction du temps. On remarque que la turbidité augmente graduellement au cours des six premières campagnes d'échantillonnage. Les données plus élevées du 12 août 1991 pourraient être expliquées par les précipitations de la fin de semaine (voir le sommaire climatologique à l'annexe D). On ne constate pas de différence notable entre les stations d'échantillonnage, sauf le 23 septembre 1991 où la turbidité atteint les 1.4 UTN à la station 3. À cette date, la couleur de l'eau était plus élevée à cet endroit et la présence de particules en suspension dans l'échantillon, qui rendaient difficile l'étape de filtration lors des manipulations au laboratoire, fut observée. Les résultats de la turbidité selon la distance à partir du réservoir sont présentés à la figure 3.4b. Ce sont les stations 2 et 3 qui donnent les valeurs de turbidité les plus élevées.

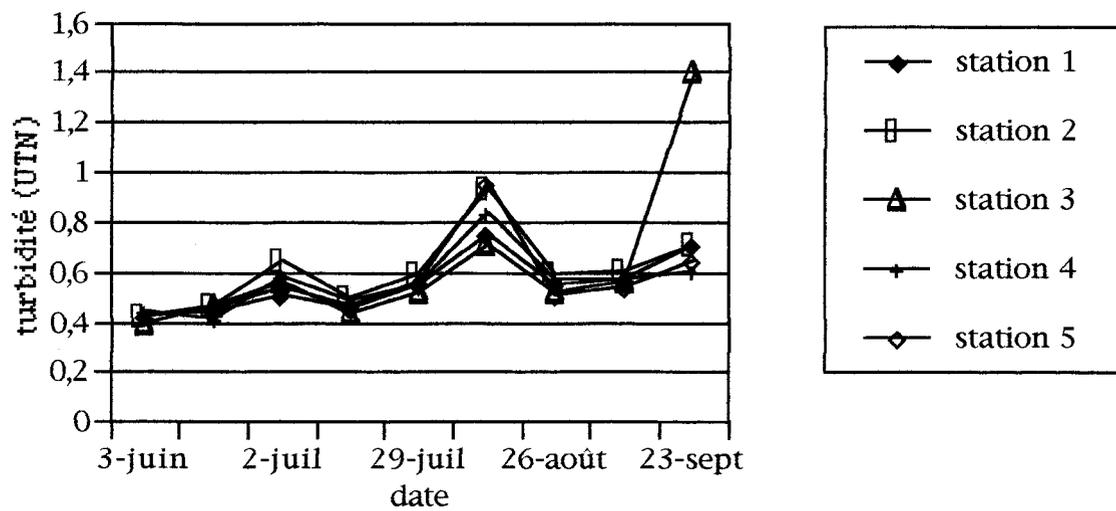


Figure 3.4a: Evolution temporelle de la turbidité de l'eau potable d'East-Broughtton station (1991)

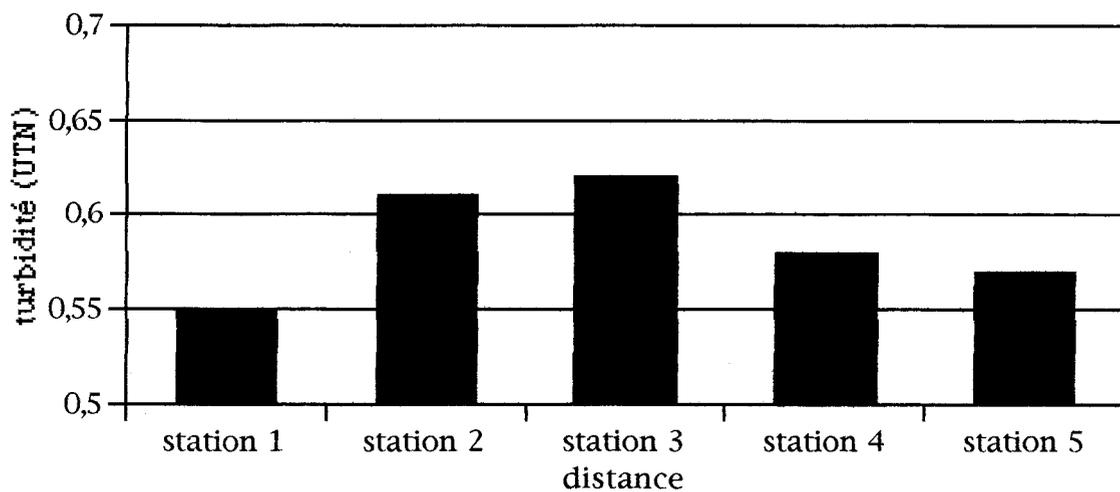


Figure 3.4b: Turbidité de l'eau potable d'East-Broughtton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.5 Couleur de l'eau potable d'East-Broughton station

La coloration de la majeure partie des eaux de surface est généralement associée à des substances humiques, principalement des acides fulviques dissous (AWWA, 1971). Elle peut aussi résulter de la présence d'ions métalliques naturels (fer et manganèse), de plancton, de particules de tourbe, d'herbe, et de rejets industriels (APHA, 1980). Bien que la coloration de l'eau puisse être indirectement liée à des problèmes de santé, sa décoloration se fait surtout pour des raisons d'apparence (Santé et Bien-être social Canada, 1982). Les colorations jaunes ou brunes sont déplaisantes pour une eau de consommation tandis que les colorations bleutées flattent l'oeil.

L'eau de consommation de la municipalité d'East-Broughton station a une coloration jaune-brune cette couleur est attribuée à des substances organiques/humiques/lignine présentes dans l'eau (McKay et McAleavey, 1988). Cette eau a tendance à tacher les vêtements, en jaunissant le blanc par exemple, les toilettes et les bains etc...

La figure 3.5a présente la couleur de l'eau potable en fonction du temps. On remarque que la coloration de cette eau ne dépasse pas la norme de 15 unités de couleur vraie au Canada pendant les campagnes d'échantillonnage, à l'exception du 2 juillet 1991 et du 23 septembre 1991. On verra à la section 3.8 que l'élévation de la couleur de l'eau au début de juillet pourrait être reliée au développement plus important de phytoplancton dans le lac. Des problèmes de couleur avaient été soulevés au lac Biwa au Japon et une étude (Yagi *et al.*, 1983) avait permis de relier cette augmentation de la coloration à l'augmentation de la population de phytoplancton dans le lac.

Lors de l'échantillonnage du 23 septembre 1991, la couleur de l'eau à la station 3 avait doublé dû à la grande quantité de débris divers présents dans l'eau.

La figure 3.5b représente la couleur de l'eau potable en fonction de la distance à partir du réservoir du réservoir. L'ajout de désinfectant à l'eau a pour effet de réduire la couleur en oxydant les substances organiques colorantes.

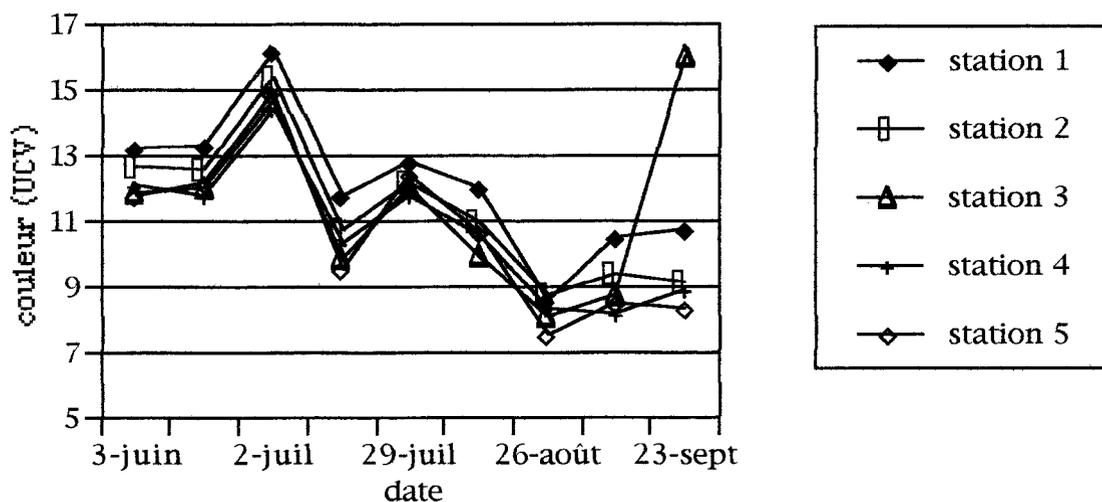


Figure 3.5a: Evolution temporelle de la coloration de l'eau potable d'East-Broughton station (1991)

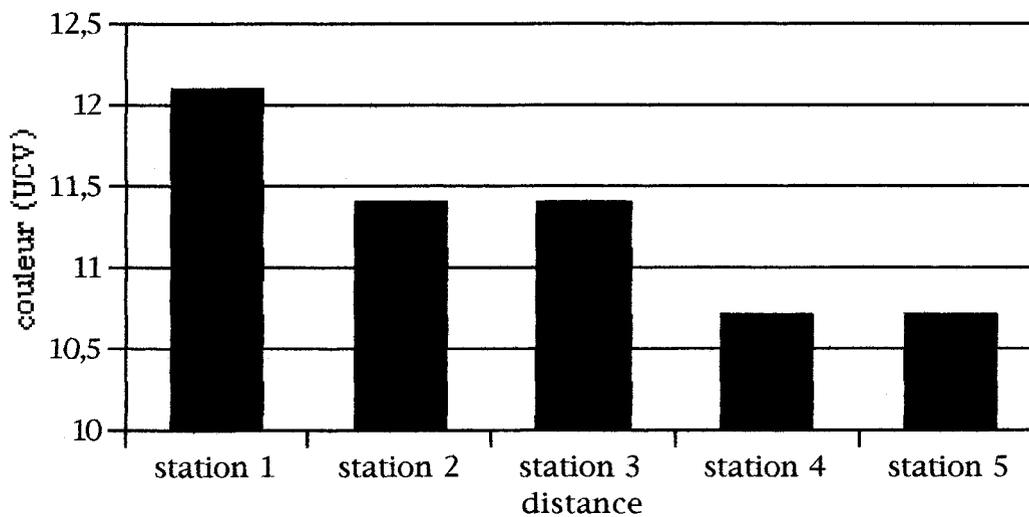


Figure 3.5b: Coloration de l'eau potable en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.6 Carbone organique dissous dans l'eau potable d'East-Broughton station

La matière organique provient d'apports autochtones et allochtones du lac. La source majeure d'apports autochtones est le phytoplancton (Wetzel et Rich 1973). Les apports allochtones de matière organique, originant surtout de plantes terrestres, est importée dans le lac par le drainage du bassin versant (Wetzel et Rich 1973). Près de la totalité du carbone organique des eaux naturelles est constitué de carbone organique dissous (COD) et de carbone organique particulaire mort (COP). Le ratio COD:COP est approximativement 6:1 à 10:1 respectivement dans les eaux lacustres et les systèmes lotiques (eaux courantes) (Wetzel et Rich, 1973). Le COD est défini arbitrairement, dans la plupart des études, par la nécessité pratique de filtrer le COP pour obtenir le COD à l'aide d'un filtre de 0.5 μm ; ainsi, les concentrations de COD incluent fréquemment une fraction significative de colloïdes, en addition au vrai COD (Lock et al., 1977).

L'évolution temporelle du carbone organique dissous aux cinq stations est présentée à la figure 3.6a. On constate une variation globale du COD dans le temps de 2.3 mg/l à 4.0 mg/l. Les concentrations les plus élevées sont retrouvées en juillet et la fin août-début septembre 1991. Toutes les courbes représentant chacune des stations suivent une même tendance. La teneur moyenne globale de COD est de 3.3 mg/l. Si l'on compare la moyenne globale à celle de 1989 était de 3.8 mg/l. Présentement, il n'existe pas de norme pour le COD pour l'eau potable.

Les résultats de la concentration de COD en fonction de l'éloignement du poste de chloration sont présentés à la figure 3.6b. Cette figure montre une diminution du COD avec l'éloignement du bassin de stockage. Cette légère diminution (7.7%) peut être expliquée par la présence de bactéries qui utilisent le carbone organique dissous biodégradable (CODB) (Desjardins et al., 1991).

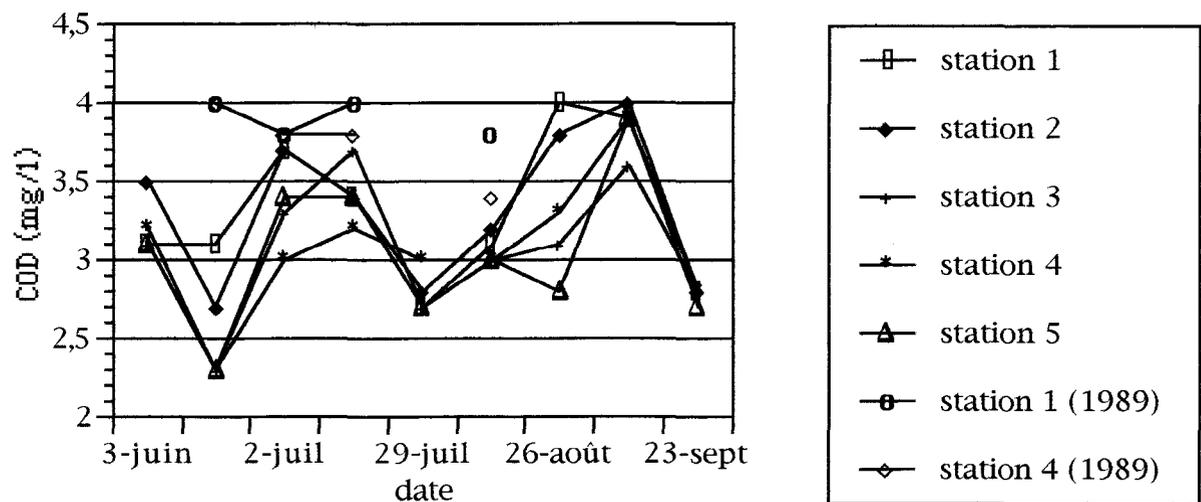


Figure 3.6a: Evolution temporelle du carbone organique dissous dans l'eau potable d'East-Broughton station (1989-1991)

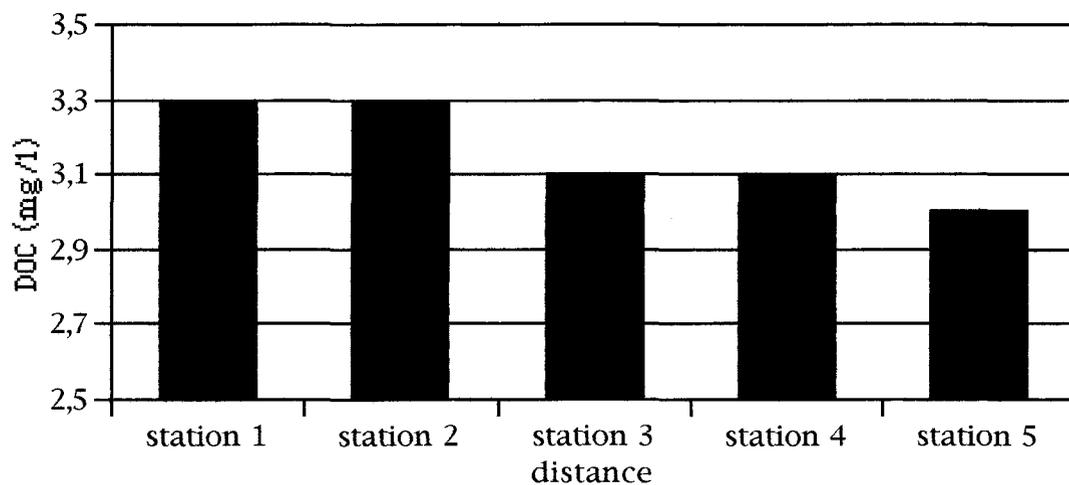


Figure 3.6b: Carbone organique dissous dans l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.6.1 Effets des organo-chlorés dans l'eau potable

L'effet du chlore sur le carbone organique peut être néfaste, car il conduit à la formation d'organo-chlorés. Il est bien connu que, lors la chloration des eaux de surface, des quantités significatives de THM et d'halogènes organiques totaux (TOX) sont formées (Riopel *et al.*, 1991). Parmi les précurseurs de formation d'organo-chlorés présents dans les eaux à potabiliser, les acides humiques et fulviques représentent souvent une part importante. En outre, des travaux (Reckhow et Singer, 1984; Legube, 1987) ont montré que la majeure partie des TOX non volatils, produit lors de la chloration de solutions contenant du matériel humique, est due à la présence d'acides chloroacétiques. En effet, la chloration de l'acide fulvique à un pH de 7.5 conduit à la formation de chloroforme et d'acides chloroacétiques. Cette formation dépend du temps de réaction, de la dose de chlore appliquée et du pH de la réaction (Jorgenson *et al.*, 1985). Les sous-produits de la chloration sont très dangereux pour la santé. Le chloroforme et le bromodichlorométhane sont cancérigènes chez l'animal. Le chloroforme ingéré par voie orale augmente la fréquence du cancer chez le rat (Clement Associates, 1989), le bromodichlorométhane entraîne la formation de cancers du foie, du rein et de l'intestin chez les rongeurs (Murphy et Craun, 1990). Plusieurs études épidémiologiques ont observé des associations entre l'ingestion d'eau chlorée et l'incidence accrue de cancer de la vessie et de l'intestin (OMS, 1984).

Le critère de qualité le plus strict concernant la présence de chloroforme dans l'eau potable est proposé par l'OMS; il est de 30 ug/l (National Research Council, 1987). Cependant, les recommandations nord-américaines sont moins sévères que celles proposées par l'OMS avec une valeur de 100 ug/l (Meek et Giddings, 1990). Afin de réduire au maximum le risque cancérigène potentiel pour la santé des populations exposées, il est fort probable qu'un tel critère (30 ug/l) soit recommandé prochainement, aussi bien aux États-Unis (Meek et Giddings, 1990) qu'au Canada (Toft, 1985). Par contre, suite à la mise à jour en 1989 des recommandations de Santé et Bien-être social Canada sur la qualité de l'eau potable, parmi les modifications majeures, consistent en l'abaissement de la norme des THM qui deviendraient 100 ug/l. Aucun critère pour l'eau potable n'existe pour le bromodichlorométhane et les autres THM. Il est classique de considérer leur toxicité équivalente à celle du chloroforme (Provencher, 1977) et donc

d'appliquer le critère de qualité du chloroforme à la totalité des THM. Chez l'humain, plus de 80 % de l'apport quotidien en THM provient de l'eau (Toft, 1985), principalement par ingestion mais aussi éventuellement par inhalation ou par adsorption cutanée.

3.6.2 Carbone organique dissous biodégradable (CODB)

La présence dans les eaux d'une fraction biodégradable du carbone organique dissous favorise les processus de recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution (Van Der Kooij et al., 1982; Huck, 1990). Bouillot et al. (1991) et Mathieu et al. (1991) montrent que la chaîne alimentaire, ayant pour origine le CODB, se poursuit par des croissances bactériennes sur les parois des canalisations. Ces cellules utilisent le CODB pour générer une biomasse qui est relarguée dans l'eau circulante et qui justifie alors des numérations bactériologiques. Donc, à la sortie de la filière de traitement, les teneurs en CODB sont élevées, mais les numérations bactériennes sont faibles, alors qu'en extrémité du réseau le CODB est déjà consommé mais on y trouve les cellules relarguées en amont. La présence de CODB nécessite, par conséquent, l'application de taux de chloration importants; ce qui induit la formation d'organohalogénés indésirables ainsi que des problèmes de goûts et d'odeurs (Merlet et al., 1991).

3.7 Bactéries dans le réseau de distribution

Depuis quelques années, l'emphase a été mise sur l'étude de la détérioration de la qualité de l'eau potable dans les réseaux de distribution (Duchesne et al., 1989). On retrouve dans les réseaux de distribution une panoplie de microorganismes coliformes et non coliformes, souvent malgré la présence de chlore résiduel (Coallier et al., 1989).

Des substances organiques et inorganiques présentes à la sortie de la station de traitement constituent la matière nutritive d'une partie de la population bactérienne vivant à l'interface tuyau-eau. Les produits métaboliques de ces

bactéries servent de nourriture aux microorganismes plus exigeants nichant à proximité. De plus, les bactéries mortes servent de source nutritive établissant ainsi une véritable chaîne alimentaire dans les conduites du réseau (Brasos et O'connor, 1986).

3.7.1 Résistance des microorganismes aux agents désinfectants

La présence de désinfectant à la sortie des usines de production d'eau potable peut retarder la croissance des bactéries dans l'eau (LeChevalier, 1990). Toutefois, de nombreuses études ont relevé le maintien d'une activité bactériologique même en présence de concentrations élevées de chlore libre (LeChevalier et al., 1990; Gibbs et Hayes, 1989; Ridgway et Olson, 1982). Il est possible que d'autres contaminants réapparaissent en raison de la résistance de certaines bactéries aux conditions défavorables (chlore résiduel). La présence de bactéries dans l'eau potable en présence de désinfectant peut être expliquée par la formation de biofilm aidée par la corrosion des conduites (Duchesne, 1988). Il est reconnu (LeChevalier et Cawthon, 1988) que plus le résiduel d'oxydant est élevé plus le temps de formation du biofilm à l'état d'équilibre est long.

Certaines bactéries s'enrobert dans des capsules polymériques (glycocalyx) et les désinfectants sont incapables de les pénétrer (Duchesne, 1988). Les agrégations de bactéries dans les conduites protègent les bactéries internes en réduisant la perméabilité aux oxydants. Ce dernier facteur semble le plus commun dans les problèmes de contamination (Duchesne, 1988). Les bactéries non agglutinées entre elles sont résistantes aux désinfectants si elles se trouvent dans des tubercules (Duchesne, 1988).

Les champignons sont une autre catégorie d'organismes difficiles à analyser et qui sont résistants aux désinfectants. Plusieurs espèces sont pathogènes, toxiques ou allergènes (ex. *A. flavus* qui produit la toxine aflatoxine). Ils réduisent la concentration de chlore dans le réseau, décomposent l'intérieur de certaines conduites (joints en plastiques, colle) produisent des goûts et des odeurs. Certains champignons résistent même à une hyperchloration (400 ppm/3 jours) (Duchesne, 1988).

3.7.2 Colonisation bactérienne dans un réseau d'aqueduc

La vitesse de l'eau peut entraîner le détachement de plaques de biofilms causant des problèmes organoleptiques ainsi que la recroissance des bactéries dans les réseaux de distribution d'eau potable. Inversement, lorsque la vitesse de l'eau est faible, des sédiments s'accumulent servant ainsi de substrat nutritif et de fixation pour les bactéries (Coallier *et al.*, 1989). De plus, certaines bactéries possédant un revêtement capsulaire (glycocalyx) peuvent se fixer aux surfaces disponibles à l'intérieur des conduites et éviter d'être entraînées par l'eau (Costerton *et al.*, 1978). La colonisation des parois des conduites par ces organismes entraîne la corrosion suite aux interactions microbiologiques et chimiques (Tuovinen *et al.*, 1980). La formation d'incrustations par la corrosion du métal favorise la colonisation bactérienne, puisqu'elle permet la création d'une surface d'attachement.

La ville de Philadelphie a effectué des essais dans son réseau. Elle a étudié le biofilm formé après 10 jours. Il s'établit un état d'équilibre après quelques jours entre la concentration de BHA (bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives) dans l'eau et la concentration dans le biofilm. Plus la vitesse de l'eau dans la conduite est lente plus la concentration en BHA est élevée dans le biofilm. Plus la température est élevée, plus grande est la densité de BHA dans le biofilm (Dolan et Pipes, 1986). Ils n'ont pas trouvé de corrélation avec les autres paramètres chimiques (pH, NH₃, PO₄...), probablement parce que ces bactéries sont adaptées à des environnements pauvres en nutriments.

Duchesne (1988) mentionne que le carbone organique total (COT) dans une conduite nouvellement installée passait de 0.2 mg/l à 0.9 mg/l en l'espace d'une semaine. Le carbone organique est sous forme dissoute ou particulaire. Ce dernier est formé de la partie biotique (vivante) et des débris (cellules mortes). Les débris servent de nourriture (en plus du carbone dissous) à la partie biotique pour se multiplier. Le COT augmente dans le réseau avec le temps. On calcule qu'une concentration de 100 million de bactéries par 100 ml contribuent pour 1.7 mg/l du COT. Le carbone organique dissous est la source de carbone organique la plus importante dans l'eau potable (Brazos, 1986).

3.7.3 Normes microbiologiques

Le règlement actuel (Théberge, 1991) stipule l'absence de microorganismes pathogènes et de coliformes fécaux dans l'eau de consommation. Les coliformes totaux doivent être absents dans plus de 90% des échantillons prélevés dans le mois et aucun échantillon ne doit dépasser dix coliformes totaux pour 100 ml.

La mesure de bactéries hétérotrophes aérobie-anaérobie (BHA) à 35°C durant 48 heures deviendra obligatoire de même que le dénombrement des bactéries atypiques sur milieu m-endo (Théberge, 1991). La norme de BHA sera de 500 bactéries par ml et la norme de bactéries atypiques de 200 bactéries par 100 ml.

Afin de mieux protéger la population desservie par les petits réseaux, la fréquence minimale d'échantillonnage proposée est de 4 prélèvements par mois. Pour diminuer l'exposition de la population aux microorganismes, la désinfection des eaux de surface deviendra obligatoire (Théberge, 1991).

3.7.4 Contamination bactérienne d'un réseau d'aqueduc

Le dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA) est considéré comme un indicateur très sensible du processus de désinfection dans un réseau de distribution (Mean III et al., 1986; Damez, 1982). Une concentration élevée en BHA dans un réseau est un indicateur précoce d'une contamination bactérienne par les bactéries coliformes (Duchesne, 1989). Malheureusement, aucune corrélation satisfaisante n'a été trouvée entre les comptes de coliformes (sur m-endo) et les comptes de BHA (sur gélose R2A) (Edberg et Smith, 1987). On reconnaît qu'un nombre trop élevé de BHA peut interférer avec le test de colimétrie (Rollinger et Dott, 1987; Lombardo, 1986) en plus d'indiquer la présence de bactéries pathogènes opportunistes telles les *Pseudomonas sp.* et les *Flavobacterium sp.* qu'on rencontre couramment dans les eaux traitées (Lombardo et al., 1986).

3.7.5 Analyse bactériologique de l'eau potable d'East-Broughton station

Les résultats de l'analyse bactériologique (annexe A) reflètent probablement ce phénomène d'interférence entre les BHA et les coliformes. Les données confirment la présence de microorganismes non coliformes, les BHA, en grande quantité et, la plupart du temps, l'absence de coliformes dans le réseau de distribution de la municipalité d'East-Broughton station. On ne possède que très peu de données sur le nombre de BHA présentes dans le réseau à East-Broughton station. Toutefois la quantité de BHA est inquiétante étant donné que le dénombrement maximal s'élève à 640 UFC/ml à une température d'incubation de 20°C et à 570 UFC/ml à 35°C (tableau A.3). Ces valeurs dépassent la norme de 500 UFC/ml (Théberge, 1991). On associe aux BHA un taux endémique important de gastro-entérites. Si l'on compare la quantité de BHA présentes dans l'eau brute (tableau A.2) à celle présente dans l'eau traitée (tableau A.3), on constate que l'eau du réseau de distribution contient plus de BHA que l'eau lacustre non-traitée.

On retrouve également d'autres espèces de bactéries dans ce réseau. Par exemple, *Aeromonas sp.*, qui n'est pas encore considéré comme pathogène primaire mais qui est à l'origine de gastro-entérites, est retrouvé en concentration élevée (>80 UFC/100 ml). Cependant, ce type de bactérie est fragile à la chloration de l'eau. Le chlore résiduel étant généralement absent dans les conduites de cette municipalité (voir tableau A.1 en annexe A), cet organisme peut y proliférer. Des colonies atypiques sont présentes à l'intérieur du réseau et elles dépassent les 80 UFC/100 ml (tableau A.3), soit le même nombre obtenu avec l'analyse de l'eau brute (tableau A.2).

Yersinia sp., qui est considéré comme pathogène primaire d'origine animale causant des gastro-entérites, est un autre genre de bactéries que l'on retrouve en quantité appréciable autant dans les échantillons d'eau brute (tableau A.2) que les échantillons d'eau traitée (tableau A.3). En effet, on a relevé jusqu'à 150 UFC/100 ml, tandis que la norme à respecter est de 0 UFC/100 ml. De plus, cette espèce est résistante au chlore. *Campylobacter sp.* est une bactérie qui présente les mêmes caractéristiques que *Yersinia*, cependant les résultats sont négatifs dans les échantillons d'eau brute (tableau A.2) et d'eau traitée (tableau A.3). En ce qui concerne *Giardia sp.* qui est un endoparasite, les données nous indiquent qu'il est absent. Toutefois, il faut s'en méfier étant donné qu'un seul kyste peut causer la

giardiase. Les coliformes totaux sont souvent présents dans le réseau et on en retrouve jusqu'à au-delà de 80 UFC/100 ml (tableau A.3). Cependant, l'eau brute en contenait jusqu'à au-delà 200 UFC/100 ml (tableau A.2). Les coliformes d'origine fécale sont quelques fois présents dans le réseau avec une moyenne de 0.78 UFC/100 ml (tableau A.3).

3.7.6 Causes et effets de la croissance microbiologique dans les réseaux

Des quantités excessives de bactéries dans les réseaux de distribution rendent cette eau hygiéniquement inacceptable. Dans les conduites, la croissance bactériologique et la présence des actinomycètes sont des sources de goûts et d'odeurs (Montiel, 1983). En plus de causer la détérioration des conduites (tubercules, corrosion), un nombre élevé de bactéries non coliformes peut agir comme pathogènes opportunistes (Characklis, 1988). Geldreich et Rice (1987) ont mentionné que l'élévation de température de l'eau, au printemps, favorisait un accroissement plus rapide de la population bactérienne. La configuration du réseau ainsi que l'état des canalisations auraient un effet sur la recroissance bactérienne. Selon Damez (1982), ces phénomènes ont tendance à apparaître davantage dans les points les plus éloignés de l'usine, là où le chlore résiduel est faible, où l'eau circule à faible vitesse et dans les conduites les plus âgées du réseau. Rittman et Snoeyink (1984) sont convaincus que les causes premières de la croissance microbiologique sont la présence d'ammoniaque (NH_4^+) et de matière organique biodégradable.

La croissance de bactéries hétérotrophes et de bactéries coliformes peut apparaître dans les sections du système de distribution où il est difficile de maintenir un désinfectant efficace (LeChevalier, 1990; Duchesne et al., 1989). Les bactéries hétérotrophes et les organismes coliformes peuvent s'introduire dans les effluents d'une usine de traitement d'eau potable, suite à une désinfection incomplète ou que les bactéries soient protégées de la désinfection par attachement ou association avec différentes surfaces comme les macroinvertébrés (crustacés, vers, nématodes, mollusques, et insectes) (Tracy et al., 1966), les particules causant la turbidité (Ridgway Olson, 1982), les algues (Silverman et al., 1983) et les fines particules de carbone (LeChevallier et al., 1984).

Les études pilotes de Van der Wende et Characklis (1988) ont démontré que les filtres lavés avec une eau non chlorée développaient une flore bactérienne qui diminuait le taux de COT de 20 à 25%. De plus, l'effluent de ces filtres générant moins de biofilm. À Mery sur Oise (Damez, 1982), la mise en fonction d'une filière biologique comprenant une ozonation étagée couplée à une filtration secondaire sur charbon actif granulaire, a permis de réduire de 50% le COT de l'eau produite, ce qui a résulté d'une diminution significative du nombre de bactéries totales retrouvées à l'extrémité du réseau. Damez (1982) mentionne aussi que le COT éliminé lors du traitement est la partie la plus assimilable par les microorganismes, donc la partie la plus favorable à susciter la recroissance.

Selon Buelow *et al.* (1976), aucun désinfectant ne sera assez efficace pour débarrasser un réseau d'une contamination résultant de l'introduction de sédiments dans le réseau à la suite d'une réparation. Il semble que les bactéries coliformes sont toujours présentes dans les vieux réseaux. Elles sont en état d'équilibre dans la couche de biofilm. Lors d'un changement d'équilibre (fermeture de conduite, perte de pression, etc...) elles peuvent décoller du biofilm et recontaminer le réseau jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre se forme. Elles sont résistantes aux oxydants et peuvent se multiplier dans de l'eau pauvre en nutriments (Duchesne, 1988).

3.8 Biomasse chlorophyllienne

On utilise la chlorophylle "a" comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique car, elle est le pigment primaire nécessaire à toute photosynthèse, et qu'elle est présente chez tous les groupes d'algues. Cette mesure se révèle donc être un excellent indicateur de l'activité photosynthétique totale de la masse d'algues planctoniques.

3.8.1 Biomasse chlorophyllienne dans l'eau potable d'East-Broughton station

La figure 3.7a présente la concentration de chlorophylle "a" en fonction du temps. À la station 1, on remarque que l'activité photosynthétique maximale a eu lieu le 17 juin 1991 en atteignant 6.77 ug/l. Cette teneur est peu importante

comparativement aux résultats de 1989 où l'on avait observé une teneur en chlorophylle de 13.18 ug/l le 19 juin 1989 à cette station (Lessard, 1989). Cette réduction d'activité photosynthétique est probablement due à l'ensoleillement persistant de l'été 1991 (voir sommaire climatologique en annexe D). Le rayonnement intense peut entraîner la dégradation de la chlorophylle (Wetzel et Rich, 1973). On distingue également un autre "pic" de moindre importance le 15 juillet 1991. Ces "pics" représentent la succession des différentes espèces ou groupes dans le temps. Dans les régions tempérées, le patron de succession saisonnière du phytoplancton implique un minimum de petits flagellés en hiver, adaptés à une faible lumière et à des températures froides; au printemps, on observe une augmentation de l'activité et de la biomasse des Diatomées suivi rapidement d'un petit développement de Cyanobactéries et d'arrêts transitionnels entre le printemps et l'été. Les populations d'été varient en fonction de l'état trophique du lac. Les changements abruptes des facteurs abiotiques (ex. vents entraînant un brassage vertical de la colonne d'eau, les saisons des pluies, le relargage d'éléments nutritifs et la turbidité), qui peuvent être plus fréquents dans les lacs tropicaux que dans les lacs stratifiés tempérés, entraînent une série de changements épisodiques dans la succession phytoplanctonique et la productivité (Talling, 1969; Lewis, 1978a, 1978b; Melack, 1979). Ces changements épisodiques sont souvent très réguliers saisonnièrement, année après année. Le développement plus important de phytoplancton dans le lac pourrait expliquer l'élévation de la couleur de l'eau potable observée au début de juillet (voir section 3.5). En effet, si on compare la figure 3.5a à la figure 3.7a représentant respectivement la couleur de l'eau potable et la concentration en chlorophylle *a* en fonction du temps, on constate la présence d'un pic sur les deux figures avec un décalage dans le temps. Ce décalage est probablement dû au temps que prend l'eau à se rendre au réservoir (par gravité) ajouté au temps de stockage de celle-ci dans les bassins avant d'être distribuée.

L'ajout du chlore à l'eau est efficace dans la destruction de certains de ces organismes phytoplanctoniques, car il réduit la teneur de chlorophylle "a" de près de la moitié. On peut visualiser cet effet à la figure 3.7b. Cependant, certaines espèces phytoplanctoniques (voir section 3.9) résistent à la chloration et c'est pour cette raison qu'on retrouve le pigment chlorophyllien dans le réseau. De plus, plusieurs chercheurs (Lalezary et al., 1986; Bartels et al., 1986) ont démontré que l'addition d'oxydant à l'eau n'est pas efficace pour détruire les

composés organiques naturels responsables des goûts et des odeurs. Selon Ashitani et al. (1988), un oxydant fort a pour effet de lyser les parois cellulaires des algues planctoniques et plus de composés odorants sont relâchés dans l'eau.

Si l'on compare les valeurs moyennes de biomasse chlorophyllienne pour 1989 et 1991, on constate que l'activité photosynthétique est plus élevée pour 1989 avec une moyenne de 5.98 ug/l (Lessard, 1989). La valeur moyenne pour 1991 est de 2.5 ug/l. À ce niveau, la qualité de l'eau pour 1991 est supérieure à celle de 1989.

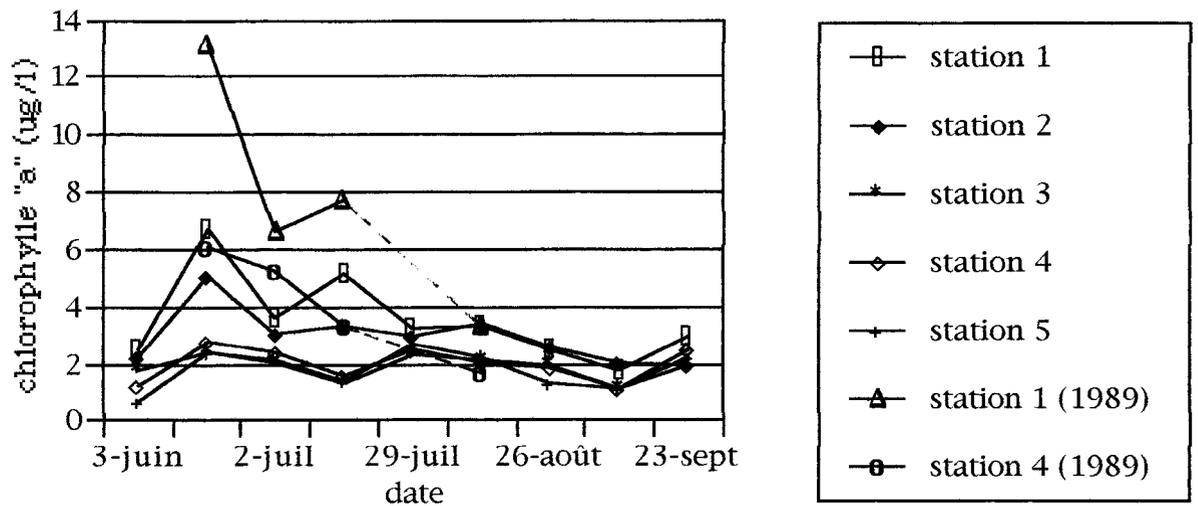


Figure 3.7a: Evolution temporelle de la chlorophylle "a" dans l'eau potable d'East-Broughton station (1989-1991)

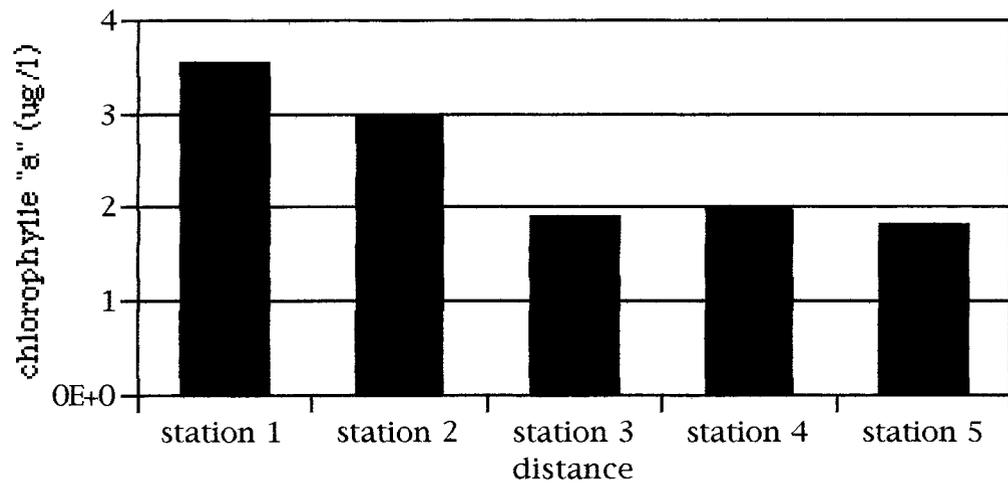


Figure 3.7b: Chlorophylle "a" dans l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste de chloration (1991)

3.9 Phytoplancton dans l'eau potable

L'identification et le dénombrement des organismes phytoplanctoniques par unité de volume est une méthode communément utilisée. Elle renseigne sur le stade évolutif du milieu: certaines algues tolèrent mieux que d'autres les milieux fortement enrichis. Elle éclaire également sur la capacité de transformation du milieu des populations d'algues: une population dominée par une grosse algue, telle *Tabellaria*, n'utilisera pas les ressources du milieu de la même façon qu'une autre dominée par des *Chlamydomonas* de petites tailles et ce pour une biomasse totale équivalente (Degrémont, 1989).

Il est important de connaître les espèces d'algues qui sont à l'origine de la biomasse chlorophyllienne. Les organismes phytoplanctoniques, que l'on retrouve dans les eaux de surface destinées à la consommation, émettent dans le milieu aquatique des médiateurs chimiques (métabolites) qui vont, quand les algues abondent, entraîner des nuisances pour l'eau potable: précurseurs d'halométhane, produits à goûts intenses et variés (Palmer, 1964), couleur (Falconer et al., 1989) et turbidité (Wetzel, 1983)).

3.9.1 Le phytoplancton et le développement de goûts et d'odeurs

On reconnaît certaines algues et Cyanobactéries qui produisent des goûts et odeurs spécifiques. Le tableau 3.1 (Falconer et al., 1989) montre les 39 espèces d'algues et de Cyanobactéries représentatives du phytoplancton responsables d'altérer le goût et l'odeur de l'eau potable.

Tableau 3.1: Espèces représentatives des algues causant des goûts et des odeurs

Cyanophyceae

Anabaena circinalis
 Anabaena planctonica
 Anacystis cyanea
 Aphanizomenon flos-aquae
 Cyndrospermum musicola
 Gomphosphaeria lacustris, kuetzingianum type
 Oscillatoria curviceps
 Rivularia haematites

Bacillariophyceae

Asterionella gracillima
 Cyclotella compta
 Diatoma vulgare
 Fragilaria construens
 Stephanodiscus niagarae
 Synedra ulna
 Tabellaria fenestrata

Chlorophyceae

Chara vulgaris
 Cladophora insignis
 Cosmarium portianum
 Dictyosphaerium ehrenbergianum
 Gloeocystis planctonica
 Hydrodictyon reticulatum
 Nitella gracilis
 Pediastrum tetras
 Scenedesmus abundans
 Spirogyra majuscula
 Staurastrum paradoxum

Flagellés (Chrysophyceae, Euglenophyceae, etc.)

Ceratium hirundinella
 Chlamydomonas globosa
 Chrysosphaerella longispina
 Cryptomonas crosa
 Dinobryon divergens
 Euglena sanguinea
 Glenodinium palustre
 Mallomonas caudata
 Pandorina morum
 Peridinium cinctum
 Synura uvella
 Uroglenopsis americana
 Volvox aureus

Le genre *Dinobryon*, appartenant aux Chrysophycées, lorsqu'il est en quantité suffisante, donne une odeur de poisson à l'eau. Les genres *Asterionella* et *Tabellaria* qui sont des Bacillariophycées produisent une odeur de géranium qui peut se changer en odeur de poisson quand ces algues sont en grande quantité (Falconer et al., 1989). Certaines Cyanobactéries comme *Anabaena* et *Microcystis* sont bien connues pour produire des odeurs et des goûts distincts et des composés toxiques (Hoffman, 1976). De plus, ces Cyanobactéries ne sont pas éliminées lors d'un traitement normal (flocculation, sédimentation, filtration rapide sur sable) de l'eau (Falconer et al., 1989; McBarron et May, 1966). Allantine (1956) mentionne que, d'après une analyse du foie, certaines personnes sont décédées suite de l'ingestion d'eau contenant une grande quantité de Cyanobactéries toxiques. On a démontré que la neurotoxine produite par *Anabaena* et l'hépatotoxine produite par *Microcystis* peuvent être enlevées sur charbon activé (Falconer et al., 1989; McBarron et May, 1966).

3.9.2 Le phytoplancton dans l'eau potable d'East-Broughton station

La liste des différents genres de phytoplancton présents dans l'eau du Lac du Cinq est présentée à l'annexe F. La figure 3.8a représente la biomasse de chaque classe d'organismes chlorophylliens en fonction du temps à la station 1. On observe un premier pic le 17 juin 1991 et ce sont les Chrysophycées, plus précisément *Mallomonas*, qui atteignent les 1383 cellules/ml. Elles connaissent également un autre pic le 15 juillet 1991, mais celui-ci est de moindre importance avec 613 cellules/ml. Après ce dernier pic, ce sont les Cyanophytes qui prennent la relève, mais elles ne seront pas aussi abondantes que les Chrysophycées. Leur pic maximum se trouve le 12 août 1991 et atteint 371 cellules/ml. Les Chlorophycées sont décidément très peu abondantes avec moins de 26 cellules/ml. Tout comme les Chlorophycées, on retrouve une faible quantité de Cryptophycées dont les valeurs se situent entre 3 et 65 cellules/ml.

En 1989, à cette même station, les Bacillariophycées dominaient au début de juillet avec une biomasse de 373 cellules/ml (Lessard, 1989). Le 17 juillet 1989, la biomasse de Chrysophycées étaient la plus élevée avec 705 cellules/ml; à ce moment, c'était *Dinobryon* qui était à l'origine de ce pic. Ce changement, dans la composition de la population phytoplanctonique à l'été 1991, serait surtout relié à

des facteurs abiotiques comme la température plus élevée de l'eau et la lumière plus intense. Les Diatomées (Bacillariophycées) représentaient encore une bonne partie de la biomasse totale avec 292 cellules/ml. En août, les Cyanophycées dominaient les Chrysophycées (339 cellules/ml) avec 432 cellules/ml.

La figure 3.8b représente l'abondance relative des différentes classes de phytoplancton à la station 1. En juin, les Chrysophycées dominent les autres classes avec une proportion maximale de plus de 80% le 17 juin 1991 respectivement. Le genre qui est à la base de ce pic est *Mallomonas*. Ce petit flagellé domine le 15 juillet 1991 pour devenir presque absent le reste de l'été. Parmi les Chrysophycées, c'est *Dinobryon* qui succède à *Mallomonas*, mais celui-ci ne sera pas aussi abondant que son précédent. Les Chlorophycées, dont l'abondance relative maximale est de 5.3% le 23 septembre 1991, se font rares. À partir du 17 juin 1991, les Cyanophycées augmentent de façon constante pour atteindre les 75% d'abondance relative le 12 août 1991 et 80% lors de la dernière campagne d'échantillonnage, soit le 23 septembre 1991. Le genre dominant pour ces deux dates est *Chroococcus*. Les Diatomées connaissent leur pic d'abondance le 2 juillet 1991 avec une valeur de 41.8% . C'est la seule fois où elles dominent les autres classes. Le genre qui est responsable de ce pic est *Asterionella*. Par la suite, les Bacillariophycées deviennent presque absentes à partir du 12 août 1991 où *Melosira* succède à *Asterionella* et *Tabellaria* jusqu'à la fin des campagnes d'échantillonnage.

Des études (Falconer et al., 1989) ont démontré que certaines espèces de phytoplancton sont résistantes au chlore. Les résultats de 1989 montrent que les Bacillariophycées, qui sont représentées surtout ici par *Asterionella*, *Tabellaria*, *Cyclotella*, et les Cyanophycées sont retrouvées intactes suite à la chloration de l'eau potable de la municipalité en question (Lessard, 1989). Par contre, les Chrysophycées sont complètement éliminées par le dioxyde de chlore. On retrouve quelques Cryptophycées et Chlorophycées au robinet. Celles-ci peuvent servir de transport pour les bactéries qui vivent à l'intérieur des réseaux de distribution et sont souvent sous des formes pathogènes (Falconer et al., 1989). Ces bactéries sont protégées de l'effet léthal du chlore résiduel libre parce qu'elles sont entourées de substance gélatineuse entourant les cellules phytoplanctoniques (Allantine, 1956).

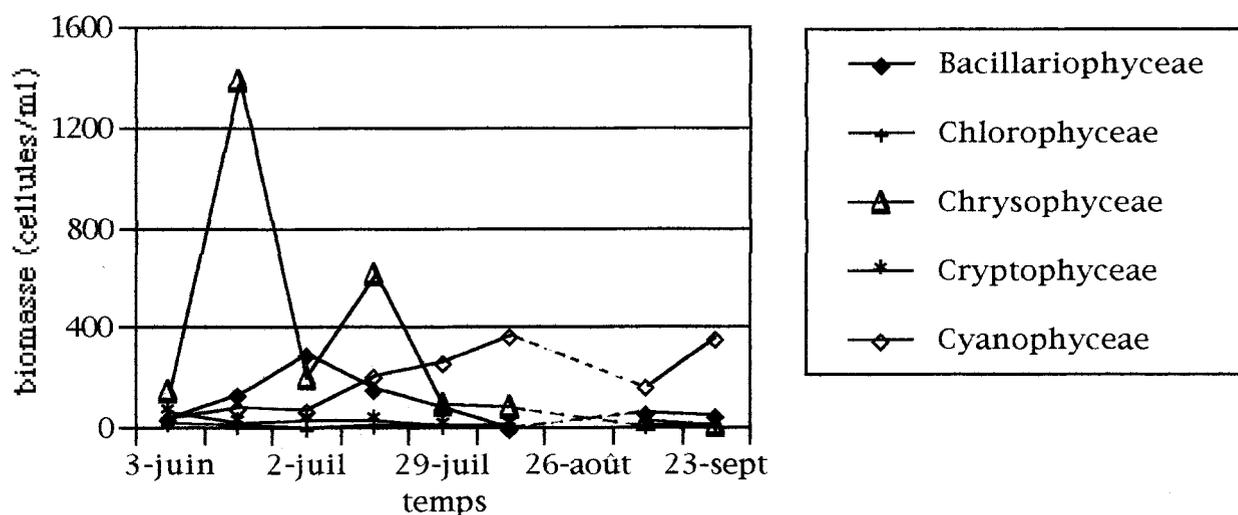


Figure 3.8a: Evolution temporelle de la biomasse d'algues présente dans l'eau potable d'East-Broughton station, à la station 1 (1991)

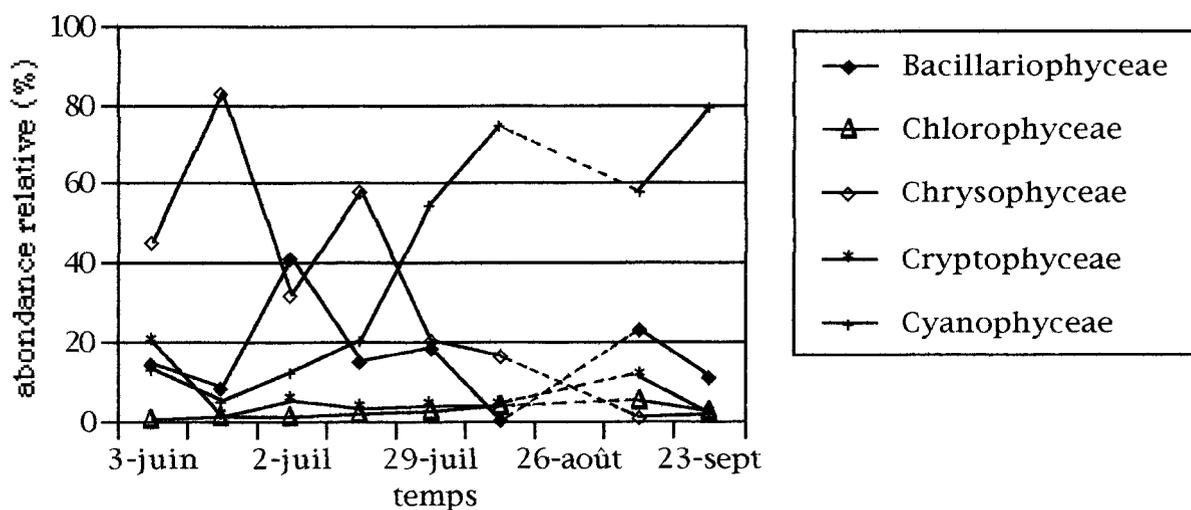


Figure 3.8b: Evolution temporelle de l'abondance relative des différents genres d'algues présents dans l'eau potable d'East-Broughton station, à la station 1 (1991)

3.9.3 Traitement

Les goûts offensifs causés par différentes d'algues incluant *Synura*, *Synedra*, *Dinobryon*, *Asterionella*, *Anabaena*, *Ceratium* et *Anacystis* (*Microcystis*) peuvent être contrôlées par une préchloration suffisante pour produire du chlore résiduel libre de 1 à 5 mg/l (Sigworth, 1957; Lloyd, 1939; Riddick, 1951). Au moins un genre ci-haut mentionné, *Anabaena*, contient des espèces qui sont des productrices majeures de géosmine (Sigworth, 1957; Lloyd, 1939; Riddick, 1951). Aucun de ces auteurs n'a reconnu les actinomycètes comme étant la cause majeure des odeurs de terre-moisi et le rôle de la chloration dans le contrôle de ces goûts et odeurs. Par exemple, Romano et Safferman (1963) montrent que les produits métaboliques à goût et odeur de terre de certaines espèces d'actinomycètes, n'étaient pas complètement enlevés par des teneurs au-delà de 50 mg Cl₂/l; mais ce traitement a résulté d'une diminution du TON.

Malpas (1965) et Coote (1950) montrent que le dioxyde de chlore est efficace dans la destruction des goûts et des odeurs de moisi et de poisson causés par *Mallomonas*. Ces organismes phytoplantoniques sont des sources de géosmine et de MIB (Medsker et al., 1968). Le permanganate de potassium est un agent oxydant efficace pour l'enlèvement des goûts et des odeurs (Shull, 1962; Cherry, 1962). Il est utile comme algicide et bactéricide (Lalezary et al., 1986).

La forme triatomique de l'oxygène (ozone) est l'oxydant le plus puissant utilisé dans le traitement de l'eau et est rapporté pour être appliqué avec succès dans l'enlèvement des composés organiques produisant des goûts et des odeurs (Gomella, 1972). Barker et Palmer (1977) ont étudié les effets de l'ozone sur les produits métaboliques causant des goûts et des odeurs persistants introduits dans l'eau par des proliférations intenses et saisonnières de plusieurs espèces d'algues. Leurs résultats montrent un enlèvement considérable de ces composés. Tuorila et al. (1980) ont utilisé l'ozone pour traiter une eau caractérisée par la présence des goûts et d'odeurs de terre ou de moisi dus aux actinomycètes et à la croissance algale. En général, l'ozone a été trouvée efficace dans la réduction des odeurs de terre-moisi causés par la géosmine et le MIB.

Une étude réalisée par Lalezary et al. (1986) a clairement démontré que le chlore était une méthode inefficace dans l'enlèvement de composés organiques particulièrement la géosmine et le MIB. Le dioxyde de chlore serait plus efficace que le chlore mais il ne peut pas vraiment éliminer les substances organiques responsables comme la géosmine et le MIB. Toujours dans l'étude de Lalezary et al. (1986), les résultats obtenus avec le permanganate de potassium contredisent ceux obtenus par Shull (1962) et Cherry (1962). En effet, l'oxydation des composés organiques, causant des goûts et des odeurs, par le permanganate apparaît être inefficace. Lalezary et al. (1986) a également étudié l'effet de l'ozone sur les composés organiques donnant des goûts et des odeurs. Elle a démontré que l'ozone était efficace pour enlever les pyrazines (IPMP et IBMP) et le TCA, mais que l'oxydation de la géosmine et du MIB était faible ou nulle.

3.10 Goûts et odeurs

En général, les consommateurs jugent la qualité de l'eau en se basant seulement sur des critères sensoriels tels le goût, l'odeur et la couleur (Levi et Jestin, 1988). C'est une raison suffisante pour procéder à des évaluations sensorielles de l'eau potable, car c'est un critère d'acceptation du produit (De Greef et al., 1983). Contrairement à la nourriture, le consommateur d'eau est généralement limité quant au choix de l'eau potable (De Greef et al., 1983). Le pourvoyeur d'eau potable est dans l'obligation de fournir un produit qui est généralement accepté par la population. WHO (1981) recommande que les goûts et les odeurs dans l'eau potable ne devraient pas être désagréables pour 90% des consommateurs.

3.10.1 Sources des goûts et des odeurs

Les goûts et les odeurs les plus communs sont; poisson, marécage, herbe, terre, boue, médicament et chlore. Ils sont en général inoffensifs, mais suscitent encore beaucoup d'intérêt de la part du public (McGuire et Gaston, 1988). Les origines des goûts et des odeurs sont très variables et peuvent être générés dans l'eau brute, à l'usine de traitement de l'eau potable ou dans le système de

distribution. Le tableau 3.2 présente les sources, les plus souvent rapportées, de goûts et d'odeurs offensifs (Bartels *et al.*, 1986).

Tableau 3.2: Origine des goûts et des odeurs

Sources	Exemples
Algues et sous-produits du métabolisme	2-méthylisobornéol géosmine 2-isopropyl-3-méthoxypyrazine 2-isobutyl-3-méthoxypyrazine
Déversements industriels	alkylbenzènes chlorobenzène alkanes benzaldéhydes benzothiazole
Produits de traitement	chlore chlorophénol trichlorure d'azote
Produits bactériens	géosmine 2-méthylisobornéol

Les goûts et les odeurs qui proviennent des eaux de surface sont surtout saisonniers. Les événements sporadiques de goûts et d'odeurs sont aussi communs (AWWA, 1976). Les problèmes saisonniers de goûts et d'odeurs sont souvent attribués aux algues et à leurs produits métaboliques tandis que la présence sporadique de goûts et d'odeurs est souvent reliée à des produits de corrosion et à des déversements industriels (AWWA, 1987). Les composés qui produisent des goûts et des odeurs perceptibles sont souvent en très petites concentrations, quelques nanogrammes par litre (Lalezary *et al.*, 1984), leur quantification précise est presque impraticable (Lalezary *et al.*, 1986). De plus, une variété de composés peuvent produire des réponses olfactives similaires, rendant ainsi

l'identification des composés causant les goûts et les odeurs très difficile (AWWA, 1987).

Les algues ont été identifiées depuis longtemps comme source d'odeur et de goût. En effet, Whipple et al. (1927) ont fait une liste générale des algues qui produisent des goûts et des odeurs. Dans leur liste, ils mentionnent que les Cyanophytes produisent principalement de la géosmine et du MIB; l'odeur caractéristique de ces deux composés est la boue et la terre. Yurkowski et Tabachek (1980) ont aussi démontré que la géosmine et le MIB sont les composés responsables des goûts de boue. Une autre étude (Yagi et al., 1983) réalisée au Japon au Lac Biwa identifie deux Cyanophycées qui forment ces produits. En effet, *Phormidium tenue* produit du 2-MIB tandis que *Anabaena macropora* produit de la géosmine. La Cyanobactérie *Oscillatoria agardhii* serait une cause probable de l'odeur de boue des eaux du littoral de la Finlande étant donné que cette odeur est fortement corrélée avec la concentration de cet organisme (Persson, 1979).

Des problèmes de goût avaient été décelés à Rivière-du-Loup (Québec, Canada) et, à la demande du Conseil municipal, une étude (Laferrière et Michaud, 1989) a été réalisée afin d'identifier la cause de cette nuisance organoleptique. De tous les paramètres inventoriés, c'est l'analyse des algues qui s'est révélée la plus surprenante; le lac Morin, qui est la source d'eau potable et qui est contrôlé par un barrage, est un milieu de prolifération d'algues entraînant ainsi des problèmes de goûts à la station de purification. De plus, ces algues contribuent à l'augmentation du carbone organique et de la couleur de l'eau potable.

Des membres de plusieurs groupes d'algues (Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Chlorophyceae et Bacillariophyceae) ont été identifiés comme donnant des odeurs caractéristiques à l'eau quand la phase de croissance de ces organismes est au maximum.

Plusieurs généralisations peuvent être faites. Les goûts et les odeurs naturels, c'est-à-dire de terre, de boue, de racine, acide et de bois, peuvent être associés à des organismes comme les actinomycètes. Les goûts et les odeurs de concombre, de poisson, d'herbe peuvent être attribués aux algues. Les goûts et odeurs astringents, métalliques, et d'oeufs pourris sont souvent attribués aux microorganismes du fer et du soufre (AWWA, 1976). Les goûts et odeurs industriels

ont souvent un caractère chlorophénolique, d'hydrocarbure, d'iode, de médicaments ou de pétrole (AWWA, 1976).

3.10.2 Goûts et odeurs de l'eau potable d'East-Broughton station

L'identification et l'intensité des goûts et des odeurs de l'eau potable d'East-Broughton station ont été analysés qualitativement. Cependant, ce test n'a pas été réalisé par des gens entraînés comme le veut la littérature. Par contre, il n'est pas clair que les observations faites par ces gens reflètent l'opinion de la population consommatrice (De Greef *et al.*, 1983). Trois citoyens(nes) de la municipalité visée ont participé à cette analyse. Chacune des personnes réside à un poste d'échantillonnage et procédait à l'analyse des échantillons pris à leur demeure. La perception des odeurs a été examinée avant les goûts. Seulement deux échantillons ont été sentis et goûtés par les citoyens(nes) choisis(es) par campagne. L'un de ces échantillons était de l'eau froide et l'autre, de l'eau chaude. Le procédé de perception des odeurs était court afin d'éviter l'exposition prolongée et la fatigue. La fatigue ou l'adaptation est un phénomène qui diminue la sensibilité à percevoir les odeurs et les goûts (Suffet *et al.*, 1988). Les facteurs qui peuvent induire la fatigue sont l'intensité des échantillons examinés, le type des odorants présents, le nombre d'échantillons testés durant la session, et l'intervalle de temps entre les échantillons (Suffet *et al.*, 1988). Plusieurs auteurs ont décrit les effets de l'âge et du sexe sur le sens de l'odorat (Amoore et Hautala, 1983; Venstrom et Amoore, 1968). En général, les femmes sont considérées comme ayant un meilleur sens de l'odorat que les hommes, ainsi ils ont des résultats contradictoires. Aussi, l'habileté à reconnaître et être sensible aux odeurs diminue avec l'âge. Fumer est peut-être un facteur négatif dans l'habileté à détecter les odeurs. Cependant, Amoore (1984) affirme que les fumeurs n'étaient pas moins sensibles que les non-fumeurs.

Le tableau G.1 présenté en annexe G montre, qu'en général, les goûts et les odeurs de l'eau du réseau de distribution, de la municipalité d'East-Broughton station, sont surtout de type terreux. Quelques fois on a identifié un goût et une odeur de poisson et des sensations sur la langue. On note la présence de goûts et d'odeurs de rouille et de fer à la station 3 le 29 juillet et le 12 août 1991. Cette

station se situe dans la partie la plus ancienne du réseau qui est âgé de 60 ans et dont les conduites sont fabriquées en fonte.

Les figures 3.9a, 3.9b et 3.9c, ainsi que le tableau G.2 en annexe G, représentent l'évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, aux stations 3, 4 et 5 respectivement. Ces figures montrent que, d'une manière générale, les trois citoyens(nes) ont plus de facilité à percevoir les odeurs lorsque la température de l'eau potable est plus élevée. Le citoyen de la station 3 juge que les odeurs de l'eau, à 17°C et à 35°C, sont nulles à désagréables pendant l'été 1991. Ces odeurs désagréables de terre et de marécage sont rencontrées, à la station 3, à partir du 26 août 1991, à 35°C. La citoyenne de la station 4 constate que les odeurs présentes dans l'eau potable sont nulles à très désagréables. Les odeurs de terre jugées très désagréables apparaissent le 29 juillet 1991 et le 12 août 1991 à 35°C. Des odeurs modérées et désagréables de poisson sont perçues le 3 juin 1991 et le 2 juillet 1991 aux stations 3 et 4. La citoyenne de la station 5 juge que les odeurs de l'eau de consommation sont modérées à très désagréable. Les odeurs très désagréables de terre sont rapportées, à 35°C, les 17 et 29 juillet 1991. À 17°C, l'intensité des odeurs est, en général, modérée à la station 5.

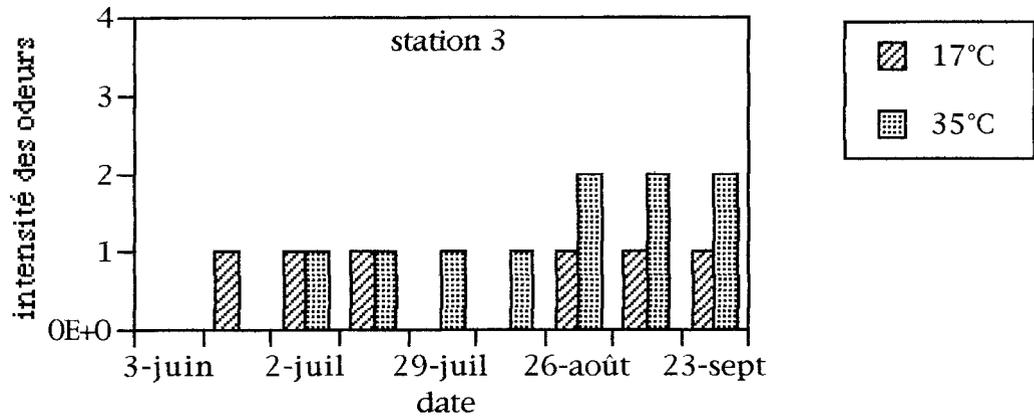


Figure 3.9a: Evolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3 (1991)

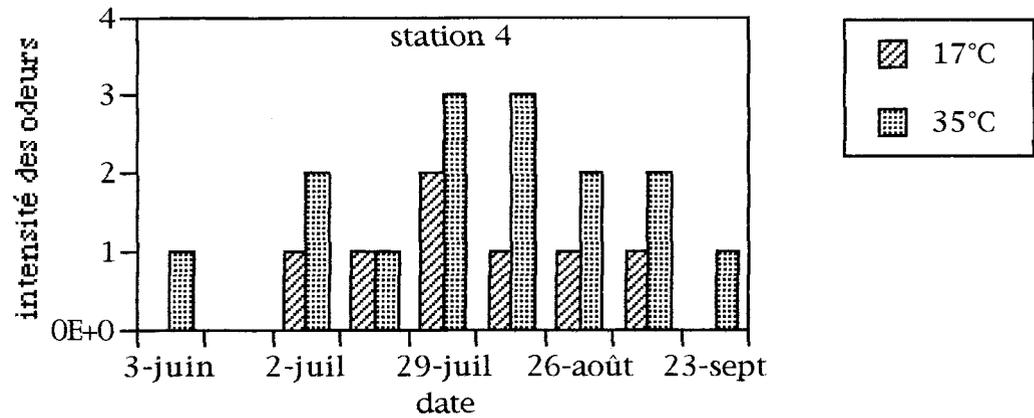


Figure 3.9b: Evolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 4 (1991)

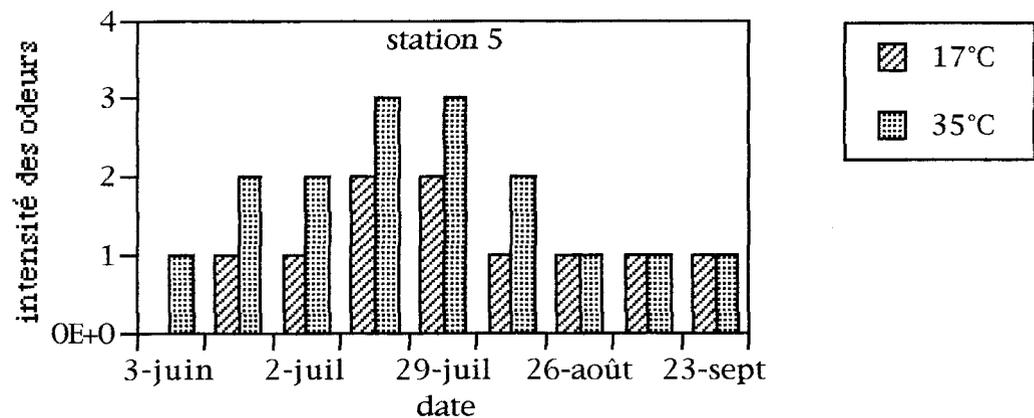


Figure 3.9c: Evolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5 (1991)

Le tableau G.3 et les figures 3.9d, 3.9e et 3.9f représentent l'évolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable , à 17°C et à 35°C, aux stations 3, 4 et 5 respectivement. En général, ces figures montrent qu'à 35°C, la sensibilité des citoyens pour détecter la présence de goûts dans l'eau est plus élevée qu'à 17°C. À la station 3, le citoyen juge que l'eau potable a un goût dont l'intensité varie de modérée à très désagréable. Ce goût très désagréable de terre et de marécage a été rapporté le 23 septembre 1991 lorsqu'une multitude de particules en suspension avait été observée à la station 3. Les citoyennes des stations 4 et 5 jugent que l'intensité des goûts de l'eau de consommation varie de modérée à très désagréable. Le 29 juillet 1991, la citoyenne de la station 4 rapporte un goût très désagréable à 17°C et à 35°C.

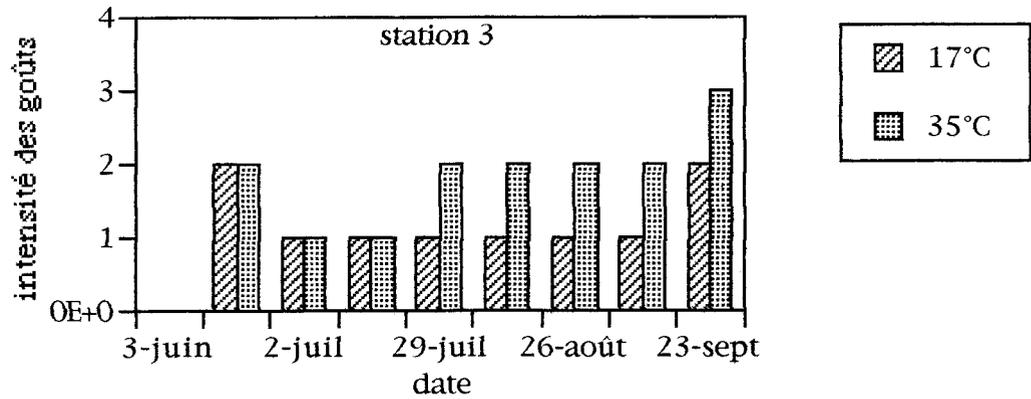


Figure 3.9d: Evolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3 (1991)

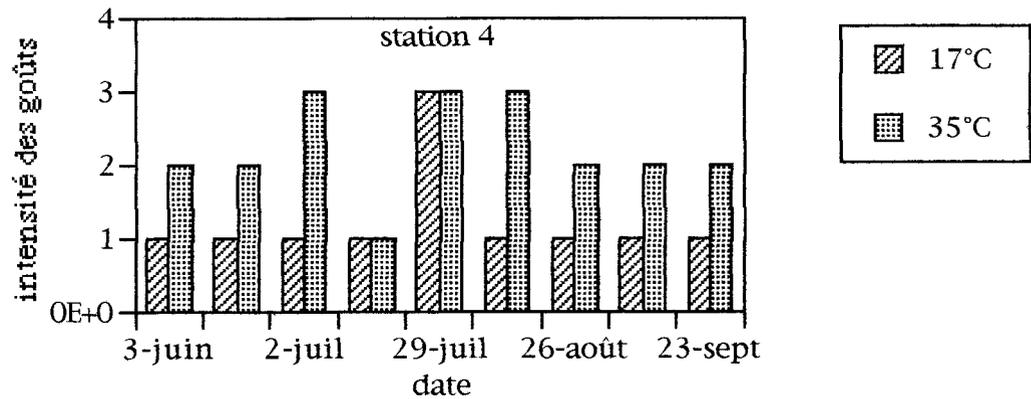


Figure 3.9e: Evolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 4 (1991)

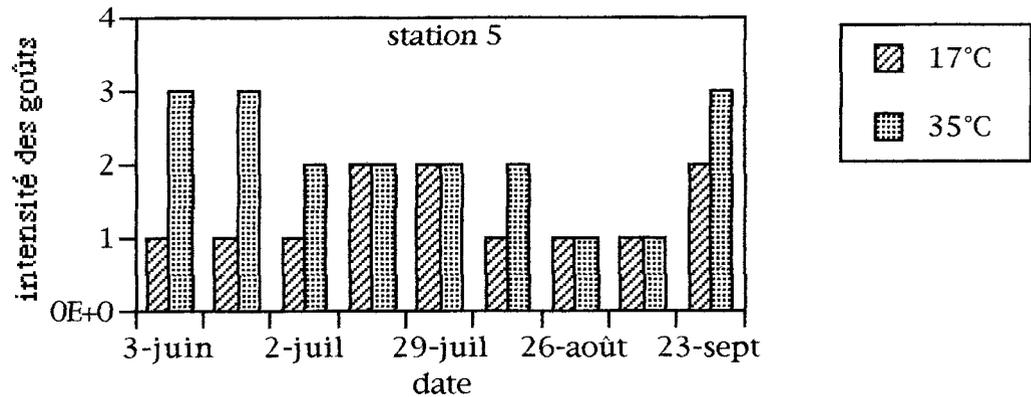


Figure 3.9f: Evolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5 (1991)

3.10.3 Réglementation pour les goûts et les odeurs

Bien que l'odeur soit considérée comme un indicateur de la présence éventuelle de problèmes de qualité de l'eau ou d'exploitation des ouvrages d'épuration, il est impossible d'établir une limite quantitative maximale acceptable en raison de l'absence de toute méthode objective de mesure. On qualifie alors l'eau d'odeur inoffensive (Santé et Bien-être social Canada, 1979).

CHAPITRE 4

FILIERE DE TRAITEMENT POSSIBLE POUR L'EAU POTABLE D'EAST-BROUGHTON STATION

CHAPITRE 4: FILIERE DE TRAITEMENT POSSIBLE POUR L'EAU POTABLE D'EAST-BROUGHTON STATION

4.1 Introduction

L'étude de la qualité de l'eau potable de la municipalité d'East-Broughton station a permis d'identifier les causes des problèmes de nuisances organoleptiques. L'étape suivante est de déterminer la filière de traitement possible qui pourrait remédier, avec succès, à ces problèmes.

L'utilisation de plus en plus massive d'eaux de surface pour la production d'eau potable et l'évolution des normes de qualité relatives aux eaux de distribution ont conduit, durant les 30 dernières années, à un certain nombre de modifications au niveau de la configuration des filières de traitement (De Laat et al., 1991). Cela s'est traduit en particulier, à partir des années 1975, par la remise en cause de la préoxydation chimique des eaux par le chlore et par un développement des procédés de traitement associant une étape d'ozonation suivie d'une filtration sur charbon actif en grains (CAG) en tant que technique d'affinage de la qualité des eaux (Rice, 1987).

4.2 Charbon actif

Le charbon actif granulé est fréquemment utilisé pour le traitement de l'eau potable (AWWA, 1987). En 1976, 65 usines situées aux Etats-Unis utilisent le CAG pour le contrôle des odeurs tandis que 25% des 625 usines visitées utilisent le charbon actif en poudre (CAP) dans le même but (Committee Report, 1977). Le nombre d'usines utilisant le CAG comme traitement est probablement beaucoup plus élevé aujourd'hui (AWWA, 1987).

La filtration sur CAG permet de diminuer la concentration d'une très grande diversité de composés organiques présents à l'état dissous dans les eaux à potabiliser (micropolluants indésirables, précurseurs de trihalométhanés...) (De Laat et al., 1991). Aux Etats-Unis, le CAG est communément utilisé comme média dans la

filtration rapide conventionnelle (CAG filtre-adsorbeur) pour l'enlèvement de substances organiques; en particulier, celles donnant des goûts et des odeurs et la turbidité (Graese et al., 1987). Cette pratique est en contraste avec celle de l'Europe où le CAG n'agit que comme adsorbeur après une étape de filtration pour l'enlèvement des goûts, des odeurs, du carbone organique total (COT) et d'autres composés organiques traces (Graese et al., 1987).

4.3 Avantages de CAG par rapport au CAP

Un des principaux avantages du CAG sur le CAP est sa facilité d'utilisation (AWWA, 1987). Par exemple, la variation de la qualité de l'affluent entraîne des modifications lorsqu'on utilise le CAP; ces modifications ne sont pas nécessaires lors de l'utilisation du CAG (AWWA, 1987). Le CAG, dans un lit fixe, favorise une utilisation plus efficace du charbon en plus de pouvoir être réutilisé suite à une régénération (Herzing et al., 1977).

Habituellement, aux Etats-Unis, le CAG est utilisé dans le contrôle des odeurs (Herzing et al., 1977). Plusieurs chercheurs ont démontré que le CAP n'est pas aussi efficace que le CAG (McGuire et Gaston, 1988; Montiel, 1983). Yagi et al. (1983) rapportent que le MIB et la géosmine sont significativement réduits avec des doses de CAP de 10 à 25 mg/l, mais plus de 100 mg/l de CAP sont requis pour enlever 100 ng/l de géosmine. Fiessinger et Richard (1975) mentionnent que, si la quantité moyenne requise de CAP excède 20 mg/l, il est préférable de filtrer sur CAG. Ces avantages tendent à justifier le coût initial élevé d'une usine de CAG (Herzing et al., 1977).

4.4 Contrôle des goûts et des odeurs

Le premier chapitre de ce rapport montre que les goûts et les odeurs sont fréquents dans l'eau potable et peuvent provenir d'une variété de sources. Universellement, il semble que la plupart des problèmes de goûts et d'odeurs est causés par le MIB et la géosmine (Mallevalle et Suffet, 1987). Ces substances sont des métabolites modérément volatiles d'une variété d'actinomycètes (Gerber, 1983) et de cyanophytes (Jüttner, 1984).

Une étude réalisée en 1974 aux Etats-Unis et au Canada par l'American Water Works Association Research Foundation (AWWARF), indique que 85% des usines qui traitent exclusivement des eaux de surface ont des problèmes de goûts et d'odeurs et que 40% des stations de traitement utilisant seulement des eaux souterraines ont des problèmes similaires (AWWARF, 1976).

Plusieurs traitements sont employés pour le contrôle des goûts et des odeurs dans les eaux de consommation (Zoetman et al., 1980). Les procédés d'oxydation comme les traitements avec le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone et le permanganate de potassium sont communément utilisés (Namkung et Rittmann, 1987). Le premier chapitre (section 1.5.5) a montré que les procédés d'adsorption comme le traitement avec le CAP ou le CAG sont aussi employés (Namkung et Rittmann, 1987). Le traitement conventionnel comprenant une préchloration au point critique, la coagulation à l'alun, la flocculation, la sédimentation et la filtration rapide sur sable où l'on sépare les solides et les fluides, ne peut pas enlever les composés à odeur de moisi dissous dans l'eau (Ando et al., 1992). Basé sur des études de traitement en système pilote, on suppose qu'un système de traitement comprenant une ozonation suivie par une filtration sur CAG devrait montrer une performance améliorée pour l'enlèvement de la géosmine et du MIB comparativement à un traitement comprenant une filtration sur CAG seulement (Hrubec et de Kruijf, 1983). Les résultats de Vik et al. (1988) montrent que le CAG seul est plus efficace pour l'enlèvement de la géosmine et du MIB que le traitement ozone-CAG. Les filtres de charbon actif adsorbent les composés organiques de l'eau et créent un substrat hautement enrichi pour la croissance biologique. La dégradation biologique de la géosmine par *Bacillus cereus* prend place aussitôt. L'ozone résiduel dans l'eau peut causer une destruction physique des particules de charbon, spécialement dans la période correspondante aux dosages élevés d'ozone, et de cette façon, l'enlèvement du MIB et de la géosmine est moins efficace. De plus, les composés de faibles poids moléculaires produits par l'ozonation peuvent compétitionner avec la géosmine et le MIB pour les sites d'adsorption, résultant d'un enlèvement moins efficace des deux composés odorants. De ces différentes méthodes, le charbon actif est le plus souvent utilisé et le plus efficace pour l'enlèvement des goûts et des odeurs (Herzing et al., 1977).

4.5 Durée de vie des filtres-adsorbants

Les filtres-adsorbants sont efficaces dans l'enlèvement d'une variété de composés organiques donnant des goûts et des odeurs pour une période de 0.5 à 5 ans (Graese et al., 1987). Les raisons pouvant expliquer la large gamme observée des durées de vie d'un lit de CAG concernant l'enlèvement de substances donnant des goûts et des odeurs sont les suivantes:

- composés fortement adsorbés sur CAG;
- composés appliqués en petites concentrations sur CAG;
- biodégradation dans le filtre;
- désorption dans le filtre.

4.5.1 Composés fortement adsorbés sur CAG

Herzing et al. (1977) montrent que le MIB et la géosmine sont fortement adsorbés par le CAG. En présence d'acides humiques, la capacité d'adsorption pour ces deux composés est significativement réduite. Les résultats de Herzing et al. (1977) suggèrent que la durée de vie du lit pour les substances produisant des goûts et des odeurs comme le MIB et la géosmine devrait être longue. Cependant, la présence de molécules plus petites et adsorbées plus rapidement comme les acides fulviques, peut réduire la capacité du charbon et la durée de vie (Herzing et al., 1977).

4.5.2 Composés appliqués en petites concentrations sur CAG

La nature hautement poreuse du charbon fournit une large surface d'adsorption des contaminants. Lorsque la charge en contaminants est faible, il y a toujours des sites d'adsorption qui sont disponibles. La saturation du filtre se fera donc progressivement et très lentement.

4.5.3 Biodégradation des composés dans le filtre

Une dégradation biologique des composés organiques odorants peut se produire dans les filtres à CAG (Hoehn, 1965). Les composés organiques adsorbés au CAG créent un environnement favorable à la croissance bactérienne. Les microorganismes sont attirés par le substrat adsorbé et aussitôt, un biofilm se développe. Les interactions entre l'adsorption et la biodégradation dans un lit de CAG biologiquement actif ne sont pas complètement comprises (DeWaters et DiGiano, 1990). Silvey et al. (1976) rapportent qu'une dégradation biologique de la géosmine par *Bacillus cereus* prend place rapidement. De plus, Means et al. (1983) suggèrent que le MIB peut être dégradé par des populations bactériennes dans les échantillons d'eau lacustre en moins de trois semaines. La prolifération d'espèces bactériennes dans les filtres à CAG peut être responsable de l'enlèvement d'une fraction importante de composés donnant des goûts et des odeurs (AWWA, 1987). La biodégradation des contaminants permet donc la libération des sites d'adsorption et augmente la durée de vie du filtre.

À Stockton East Water District, Stockton, Californie (Stockton East Water District, 1986), on utilise des colonnes de CAG pour enlever les composés causant des goûts et des odeurs. En deux ans de service, le CAG n'a jamais été remplacé. Les gestionnaires de l'usine de traitement ont trouvé que, pendant la première année de service, l'enlèvement de la géosmine et du MIB était plus élevé que 70% et 45% respectivement, tandis que, pendant la deuxième année, les enlèvements s'élevaient respectivement à 60% et 50%. Lorsque le CAG a été remplacé après deux ans d'opération, les opérateurs ont constaté que la géosmine et le MIB étaient pratiquement absents. L'absence de ces deux composés suggèrent que la biodégradation est le mécanisme pour l'enlèvement des goûts et des odeurs.

4.5.4 Désorption des composés dans le filtre

Etant donné que l'adsorption est un procédé réversible, la désorption de contaminants peut aussi se produire (AWWA, 1987). Les composés sont adsorbés en masse et sont désorbés en des quantités indétectables. Des capacités additionnelles d'adsorption sont ainsi créées pour d'autres composés qui s'amènent et la durée de vie est prolongée.

Des expériences réalisées aux Etats-Unis sur des systèmes en fonction montrent que le filtre à CAG utilisé en remplacement du filtre au sable est efficace pour le contrôle des goûts et des odeurs. Par exemple, à Mt. Clemens, Michigan, de fortes odeurs de moisi-terreux ont été effectivement contrôlées par la filtration sur CAG, avec une durée de vie du lit de trois à quatre ans (Hansen, 1975). À Granite City en Illinois, des odeurs de moisi et de terreau attribuées aux produits métaboliques des actinomycètes et des algues sont contrôlées par la filtration sur CAG avec une durée de vie d'au-delà trois ans (AWWARF, 1976). Herzing et al. (1977) mentionnent qu'une bonne qualité de CAG est efficace dans l'enlèvement des goûts et des odeurs pour une période de deux ans. L'enlèvement des composés odorants dépend du type de charbon actif, de la composition de l'eau et de la concentration de substances humiques (Herzing et al., 1977).

4.6 Compétition pour les sites d'adsorption

Quand on utilise le charbon actif dans le traitement de l'eau, les substances humiques sont importantes parce qu'elles affectent le degré d'adsorption des composés indésirables (Herzing et al., 1977). En addition, dans quelques cas, il peut être nécessaire d'adsorber les substances humiques elles-mêmes en ordre pour réduire la formation d'haloformes quand l'eau est chlorée (Rook, 1976). Les substances humiques, ou la matière organique naturelle, consistent en une grande variété de composés hétérogènes qui ne répondent pas à des classifications communes comme les protéines et les glucides. Ces substances peuvent être classées en acides humiques qui précipitent à des pH très bas et en acides fulviques qui sont solubles à tous les pH (Schnitzer et Khan, 1972). Les acides humiques tendent généralement à être de poids moléculaire plus élevé et possèdent un contenu en oxygène plus bas que les acides fulviques (Herzing et al., 1977). Etant donné que les molécules d'acides humiques sont plus grosses que les acides fulviques et beaucoup plus grosses que les composés odorants, il est possible qu'il y ait une réduction dans les capacités d'adsorption lorsque l'eau contient une grande quantité d'acides fulviques qui sont capables de pénétrer à l'intérieur des pores plus petits (Herzing et al., 1977).

CHAPITRE 5

PROPOSITION D'UNE USINE PILOTE POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE D'EAST-BROUGHTON STATION

CHAPITRE 5: PROPOSITION D'UNE USINE PILOTE POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE D'EAST-BROUGHTON STATION

5.1 Introduction

Une usine de filtration sur CAG comme traitement de l'eau représente à la fois des investissements en capitaux et une augmentation des coûts des opérations et d'entretien. On peut contrôler ces coûts par une compréhension approfondie des procédés impliqués et des caractéristiques spéciales du CAG et une sélection des équipements et du design de chaque constituant du système (Garret, 1987).

Avant de pouvoir utiliser un procédé de traitement de l'eau sur colonne industrielle de charbon actif en grains, un certain nombre d'informations sont à déterminer. On devra connaître la capacité réelle du charbon actif, le débit optimal et la profondeur du lit de manière à pouvoir décider des dimensions et du nombre de colonnes qui devront être mises en oeuvre. Le débit et la profondeur du lit dépendront de la vitesse à laquelle l'impureté sera adsorbée et cette vitesse ne peut être déterminée qu'au moyen d'essais dynamiques sur colonnes (Calgon Carbon Corporation, 1989).

5.2 Expérimentation de quatre traitements et suivi du traitement actuel

En effet, quatre méthodes de traitement seront comparées afin de déterminer laquelle est la plus efficace dans l'enlèvement des goûts et des odeurs. Ces méthodes sont les suivantes:

5.2.1 Dioxyde de chlore

Les résultats de l'étude menée par Lalezary *et al.* (1986) montrent que le dioxyde de chlore est le meilleur oxydant pour enlever les composés odorants testés (TCA, IPMP, IBMP, MIB et géosmine). De plus, le dioxyde de chlore a l'avantage de ne

pas former de chloramines ni de chlorophénol; enfin, il est plus stable que le chlore libre et donc plus persistant dans les conduites (Tardat-Henry et Beaudry, 1984). La préoxydation-désinfection au dioxyde de chlore est le traitement qui existe présentement à la municipalité d'East-Broughton station. Il serait intéressant d'évaluer la demande en chlore (point critique) de l'eau potable de cette municipalité. La demande en chlore d'une eau est exercée par des réducteurs inorganiques et des substances organiques (Jadas-Hécart, 1989). La demande en chlore est définie comme la différence entre la quantité de chlore ajoutée à l'eau et la quantité de chlore mesurée après une certaine période de contact (White, 1986). La demande en chlore à court terme, mesurée après quatre heures de contact, est caractéristique de celle qui s'exerce à l'usine à l'étape de désinfection (Prévost et al., 1991a). La demande en chlore à long terme (24 à 168 heures) est indicatrice de la stabilité du chlore résiduel et contribue à prévoir l'évolution du chlore libre dans les réseaux de distribution (Prévost et al., 1991a).

5.2.2 CAG seulement

Ce traitement vise à évaluer l'effet du CAG seul sur les paramètres d'analyse choisis.

5.2.3 Dioxyde de chlore + CAG

Ando et al. (1992) montrent que le chlore n'est généralement pas efficace dans l'enlèvement des composés dissous à odeur de moisi. En addition, la préchloration augmente la fraction dissoute du MIB et de la géosmine. La concentration de MIB dans l'eau filtrée sur un filtre GF/B (1 um), est de 74 ng/l mais cette concentration augmente à 355 ng/l après une chloration de 20 minutes. Presque la même conclusion a été obtenue avec la géosmine.

En 1985, l'usine de traitement de Régina et de Moose Jaw en Saskatchewan, Canada, s'est munie de filtre au CAG pour contrôler des problèmes de goûts et d'odeurs sévères causés par des cyanophytes (Brownlee et al., 1988). Le filtre de CAG est efficace dans la réduction des concentrations de géosmine pendant toute la saison. Les résultats montrent également le même patron lorsqu'il y a augmentation

de la géosmine par préchloration. La préchloration d'une eau contenant des cellules algales entraîne un relâchement de la géosmine (Brownlee et al., 1988). Brownlee et al. (1988) ont également étudié l'effet de différentes concentrations en chlore sur la concentration de géosmine relâchée par les algues. L'eau brute contenait au départ une concentration en géosmine de 160 ng/l. On a appliqué un temps de contact de 60 minutes pour chaque concentration de chlore (1 mg/l, 3 mg/l, 5 mg/l et eau filtrée plus 3 mg/l de chlore). C'est l'addition de 3 mg/l de chlore avec un temps de contact de 60 minutes qui permet aux algues de relâcher la plus grande quantité de géosmine (1230 ng/l).

Terashima (1988) a étudié l'effet de la température d'une eau chlorée et d'une eau non-chlorée sur la réduction du MIB et de la géosmine dans un filtre au CAG. Les résultats obtenus montrent que la température affecte la réduction du MIB et de la géosmine seulement dans le cas d'une eau non-chlorée. Ceci suggère la présence d'activité biologique à l'intérieur du filtre de CAG lorsque l'eau n'est pas chlorée.

Ici, il est nécessaire de déterminer la demande en chlore (point critique) de l'eau de consommation d'East-Broughton station car cette quantité de chlore est variable d'une eau à une autre. Il est risqué de transposer directement les résultats de Brownlee et al. (1988) et de les appliquer sans vérification à ce cas-ci. L'idée de la préchloration avec le ClO_2 est d'altérer les parois cellulaires des organismes phytoplanctoniques afin de libérer les composés odorants dans l'eau. Ces métabolites dissous dans l'eau devraient être facilement adsorbables et biodégradables dans le lit de CAG.

5.2.4 CAG + dioxyde de chlore

L'usine de Ste-Rose à Laval (Québec, Canada) utilise une dose de 1 mg/l de dioxyde de chlore, en été, pour obtenir 0.2-0.3 mg/l de chlore résiduel; en hiver, on diminue la dose à 0.4 mg/l de dioxyde de chlore pour obtenir une concentration de chlore résiduel de 0.04 mg/l (contact personnel avec l'usine de Ste-Rose). On suggère d'utiliser les mêmes valeurs dans le traitement pilote de l'eau potable d'East-Broughton station.

5.2.5 Dioxyde de chlore + CAG + dioxyde de chlore

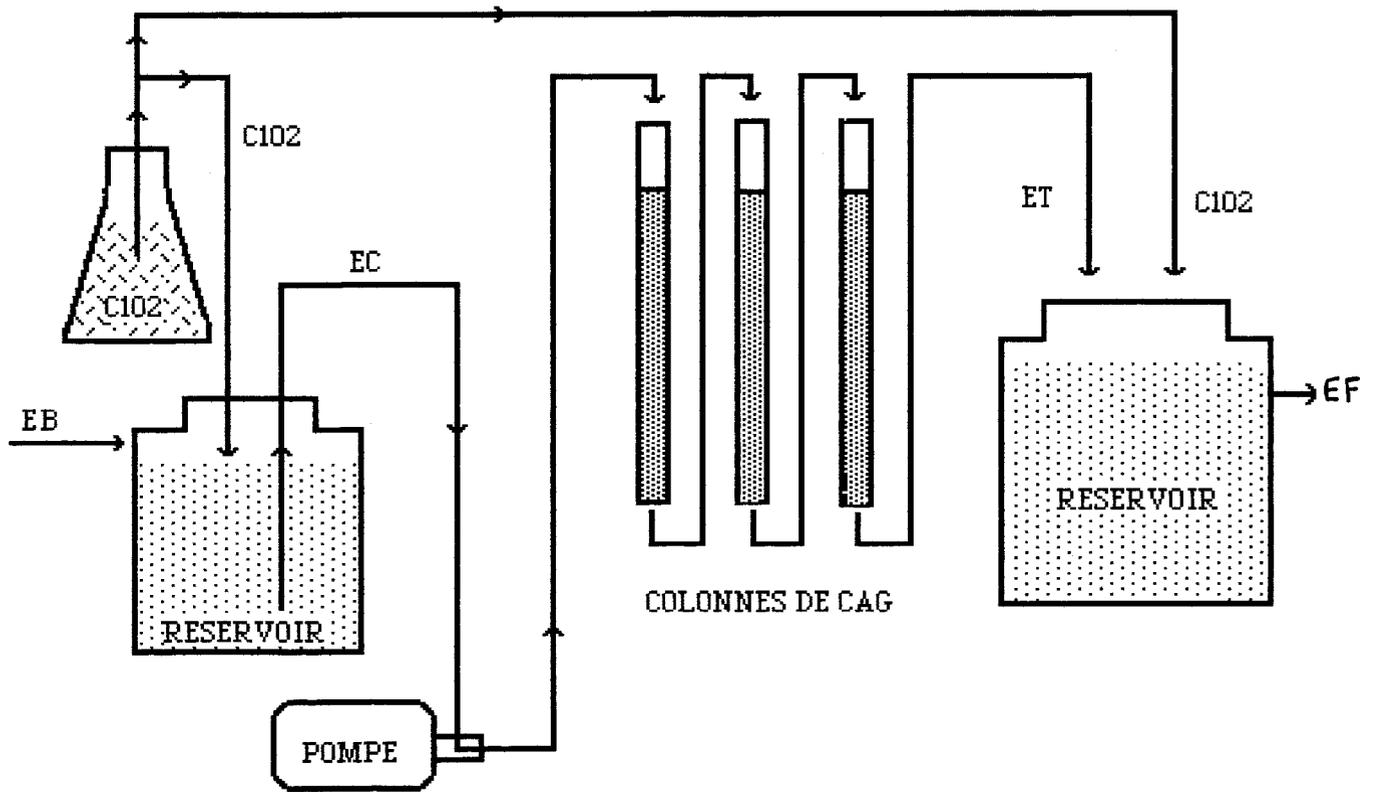
Ce système consiste à étudier les effets d'une pré-chloration suivie d'une filtration sur CAG et d'une post-désinfection.

5.3 Colonnes pilotes

Afin de simuler correctement les conditions d'utilisation réelles du procédé de traitement, on a sélectionné, après étude de la littérature scientifique, 6 colonnes de diamètre interne de 5.08 cm de manière à éviter l'effet des parois. Calgon Carbon Corporation (1989) propose un diamètre interne supérieur à 2.5 cm pour enrayer ce phénomène. La longueur des colonnes choisies est de 1 m et seront montées en série pour extrapoler les résultats obtenus à une colonne industrielle de 3 m. Les colonnes industrielles de CAG contiennent en général des lits de 3 à 12 m de profondeur et de 0.3 à 0.4 m de diamètre (Calgon Carbon Corporation, 1989). Les colonnes sont fabriquées en plexi-glass.

5.4 Montage expérimental

Les colonnes seront disposées verticalement et en série comme illustrées à la figure 5.1. Les raccords seront en caoutchouc, en verre ou en plastique. Les lits de CAG seront supportés par des tamis en acier, de la laine de verre ou des plaques poreuses placées à la base de chaque colonne. Chaque colonne est remplie à 80% de CAG et est munie d'un trop plein. On peut éventuellement prévoir des manomètres pour pouvoir suivre la perte de charge en cours d'opération. Un doseur de dioxyde de chlore sera nécessaire afin de fournir une concentration constante. Un ou deux réservoirs, contenant le mélange dioxyde de chlore et l'eau brute et/ou l'eau traitée par le CAG, sont également prévus dans le montage pour laisser un certain temps de contact aux solutions. Enfin, une pompe capable de fournir un débit d'environ 17 litres par heure sera nécessaire.



EB: eau brute

EC: eau chlorée

ET: eau filtrée sur CAG

EF: eau finie

Figure 5.1: Schéma de l'usine pilote suggérée

5.5 Technique d'échantillonnage

Deux montages de 3 colonnes chacun sont nécessaires: soit l'un sans pré-chloration et l'autre avec une pré-chloration. Dans chaque montage, la première colonne est munie de trois prises d'échantillons disposées de façon logarithmique à 5 cm, 25 cm et 45 cm de la surface du lit. Cette disposition des prises d'échantillons sur la colonne 1 est basée sur le montage expérimental de Forsyth et al. (1982). Des prises d'échantillons sont prévues entre deux colonnes successives. Des échantillons seront également prélevés à l'entrée et à la sortie du système. Cette technique d'échantillonnage permet d'étudier l'adsorption des contaminants en fonction de la profondeur du lit, du débit et du volume de liquide à traiter et de visualiser le front d'adsorption.

5.6 Propriétés physiques et caractéristiques d'adsorption du CAG utilisé

Un échantillon de 25 kg de CAG Filtrasorb 400 a été fourni gratuitement par Calgon Carbon Canada Inc. Les propriétés physiques ainsi que les caractéristiques d'adsorption du charbon sont résumées au tableau 5.1.

Tableau 5.1: Propriétés physiques et caractéristiques d'adsorption du CAG

Paramètre	Unités	CAG
type de charbon		filtrisorb 400
surface spécifique	m ² /g	1050-1200
densité du lit lavé et drainé	g/cc approximatif	425
densité des particules	g/cc (mouillé)	1.3-1.4
diamètre moyen des pores	mm	0.9-1.1
volume des pores	cc/g	0.85-0.95
coefficient d'uniformité maximal		1.9
granulométrie	U.S. mesh mm	12 x 40 0.4-1.7
refus à 2.5 mm	%	
refus à 1.7mm	%	1.0-5.0
au-dessous de 0.6 mm	%	
au-dessous de 0.4 mm	%	1.0-1.5
taille effective	mm	0.55-0.65
indice d'iode		1000-1100
indice de bleu de méthylène		260-300
indice d'abrasion		75-80
humidité à l'expédition	%	0-2

5.7 Préparation du système

Les calculs qui ont été nécessaire dans cette section sont présentés en détail en annexe I. Les résultats de ces calculs sont résumés au tableau 5.2.

Tableau 5.2: Paramètres de design du système pilote proposé

Paramètres	Valeur
construction des colonnes	plexi-glass
nombre de colonnes	6
diamètre des colonnes	5.08 cm
profondeur du lit	80 cm x 3 colonnes
volume de CAG par colonne	1621.5 cm ³
masse de CAG par colonne	1.9 kg
vitesse de filtration	5.8 m/h
temps de contact	8.3 minutes
débit par colonne	16.8 l/h
concentration de dioxyde de chlore	à déterminer expérimentalement

Le temps de contact (EBCT) donne une indication sur la quantité de charbon nécessaire qui est une variable importante dans le calcul des coûts du système (Garret, 1987). Ce paramètre de design pour l'utilisation de CAG varie largement avec l'expérience, mais la plupart des usines en opération rapportent d'excellents succès avec des temps de contact se situant entre 5 et 30 minutes (Hrubec et de Kruijf, 1983; Gammie et Giesbrecht, 1986). Dans plusieurs applications pour le contrôle des goûts et des odeurs, un EBCT court (quelques minutes) est adéquat; ainsi, les filtres-adsorbants sont plus économiques que les adsorbants (AWWA, 1987). L'EBCT moyen pour un filtre-adsorbant est de 8.6 minutes avec un intervalle variant de 3.2 à 24.8 minutes (AWWA, 1987). Pour le COT et les THM, la fréquence de remplacement du charbon augmente dramatiquement lorsque le EBCT diminue; ceci vient en contraste avec les composés causant des goûts et des odeurs où les courts

temps de contact donnent de longues durées de vie du lit. Les filtres-adsorbants avec de courts EBCT ne sont pas un traitement viable dans l'enlèvement du COT et des THM (AWWA, 1987). Dans les Pays-Bas, la filtration sur charbon actif avec un temps de contact de 10-30 minutes est habituellement utilisée dans le traitement des eaux de surface polluées afin d'enlever les composés potentiellement toxiques. En utilisant des faibles charges dans les filtres de charbon actif, les composés causant des goûts et des odeurs sont également enlevés (Hrubec et Kruijf, 1983).

Le temps de contact suggéré dans cette expérience pilote est de 8.3 minutes car plusieurs auteurs (Ando et al., 1992) ont eu de bons résultats avec ce EBCT dans l'enlèvement des composés donnant des goûts et des odeurs. Six colonnes contenant chacune 1.9 kg de CAG seront utilisées. Chaque colonne est alimentée à un débit fixé à 16.8 l/h correspondant à une vitesse de filtration de 5.8 m/h et à un temps de contact de 8.3 minutes.

5.8 Choix des paramètres

Le carbone organique dissous (COD), la chlorophylle "a", la turbidité, la température, le pH, la géosmine, le MIB et les THM formés seront les paramètres d'analyse.

5.9 Echantillonnage de chaque système de traitement

5.9.1 Description de chacun des systèmes de traitement suggérés

Deux montages, l'un avec pré-chloration et l'autre sans pré-chloration, sont proposés afin d'étudier chaque système de traitement.

5.9.1.1 Traitement 1: dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore est actuellement utilisé pour le traitement de l'eau potable de la municipalité d'East-Broughton station. Des échantillons seront

recueillis dans les bassins de stockage de l'eau potable afin de suivre sa qualité. Les résultats qui seront obtenus, seront comparés à ceux obtenus pour les traitements suggérés.

5.9.1.2 Traitement 2: CAG seul

Le système sans pré-chloration est nécessaire pour l'étude de la filtration sur CAG. Au total, sept échantillons seront recueillis en duplicat. Un échantillon d'eau brute sera recueilli à l'entrée du montage sans-préchloration, trois échantillons d'eau seront pris à 5 cm, 25 cm et 45 cm de la surface du lit de CAG de la première colonne et, les trois derniers échantillons seront recueillis à la sortie des colonnes 1, 2 et 3.

5.9.1.3 Traitement 3: CAG-ClO₂

Les échantillons qui seront recueillis en duplicats pour le traitement 2, serviront pour l'étude du traitement utilisant la filtration sur CAG suivie d'une post-chloration. Donc, seulement un échantillon est ajouté et sera recueilli dans le réservoir de stockage de l'eau traitée (voir figure 5.1).

5.9.1.4 Traitement 4: ClO₂-CAG

Le montage avec pré-chloration est nécessaire pour l'étude du système comprenant une pré-chloration suivie d'une filtration sur CAG. Un total de 9 échantillons seront recueillis en duplicats. Un échantillon d'eau brute sera pris à l'entrée du système; un échantillon d'eau chlorée sera recueilli; trois autres échantillons seront recueillis à 5 cm, 25 cm et à 45 cm de la surface du lit de CAG de la colonne 1; les trois derniers échantillons seront recueillis à la sortie des colonnes 1, 2 et 3.

5.9.1.5 Traitement 5: ClO₂-CAG-ClO₂

Les échantillons qui seront recueillis en duplicats pour le traitement 4, serviront pour l'étude du traitement utilisant une pré-chloration suivie d'une filtration sur CAG et d'une post-chloration. Donc, seulement un échantillon est ajouté et sera recueilli dans le réservoir de stockage de l'eau traitée (voir figure 5.1).

5.9.2 Stations d'échantillonnage

station 1: eau brute

station 2: eau chlorée dans les bassins de stockage de la municipalité

station 3: eau chlorée du système pilote 2, à l'entrée de la première colonne de CAG

station 4: eau à 5 cm de la surface du lit de CAG

station 5: eau à 25 cm de la surface du lit de CAG

station 6: eau à 45 cm de la surface du lit de CAG

station 7: eau à la sortie de la colonne 1

station 8: eau à la sortie de la colonne 2

station 9: eau à la sortie de la colonne 3

station 10: eau à la sortie du réservoir de contact avec le dioxyde de chlore

5.9.3 Fréquence d'échantillonnage

Les échantillons seront recueillis à raison de 2 à 3 fois par semaine jusqu'à ce que la première colonne soit saturée.

5.10 Saturation du filtre

En général, les usines de traitement d'eau potable ne disposent pas de réservoir de stockage du CAG; pour cette raison, il est préférable d'évaluer quand le lit de CAG sera saturé. Malheureusement, il est difficile de faire des prédictions précises sur le temps de saturation d'un filtre au CAG (AWWA, 1987). Les composés causant des goûts et des odeurs sont rarement identifiés ou mesurés

quantitativement, et leur production n'est pas continue. Il n'est pas suffisant de simplement suivre la concentration des goûts et des odeurs de l'effluent, parce que leur apparition peut coïncider avec la saturation du CAG (AWWA, 1987). Une variété de paramètres incluant l'indice d'iode, la densité apparente et le temps sont utilisés pour déterminer quand le CAG doit être remplacé (AWWA, 1987). Par exemple, le Cincinnati Water Works a établi que la concentration de carbone organique total (COT), dans l'eau traitée suite à une filtration sur CAG, ne devait pas dépasser 1 mg/l (Garret, 1987).

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'eau du réseau étudiée possède les caractéristiques suivantes. Pendant la période estivale, la température de l'eau potable dépasse la norme établie à 15°C. Ce paramètre est important, car plusieurs auteurs ont observé une activité microbienne significative à 15°C ou plus. De plus, lorsque la température s'élève, les consommateurs deviennent plus sensibles pour détecter les goûts et les odeurs dans l'eau.

Les valeurs de turbidité se rapprochent de la limite fixée par le gouvernement du Canada pour une eau potable. Lorsqu'il y a des précipitations, les valeurs de turbidité augmentent et dépassent facilement la norme, rendant ainsi la désinfection inefficace. Les particules en suspension favorisent le transport et le développement de microorganismes en les protégeant de l'oxydant. Ces organismes pourront alors coloniser les conduites du réseau d'eau potable.

La coloration jaune-brune de l'eau serait due à la présence de substances organiques naturelles comme les acides humiques et fulviques. Cependant, les valeurs de couleur ne dépassent généralement pas la norme.

Le carbone organique dissous (COD) est présent en concentration importante dans l'eau de consommation de la municipalité d'East-Broughton station. Même s'il ne fait pas partie des critères de qualité d'une eau potable, de façon officielle, ce paramètre est problématique. En présence de chlore et de ses dérivés, le COD contient les précurseurs d'halométhane, des composés indésirables et cancérigènes. D'après les analyses, le chlore résiduel serait absent ou presque dans le réseau et ceci serait dû, en partie, à la réaction du COD avec le chlore. De plus, il augmente la couleur et la turbidité de l'eau. Il sert également de transport, de protection et de source de nourriture aux microorganismes. Il joue donc un rôle important dans les problèmes de recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution.

Les résultats montrent, qu'effectivement, il y a présence de phytoplancton dans l'eau potable et ceci en quantité appréciable. Il a été démontré dans la

littérature que les métabolites du phytoplancton sont une cause majeure de la production de goûts et d'odeurs dans l'eau. Les cellules planctoniques qui résistent à l'oxydant servent aussi de transport, de protection et de nourriture aux microorganismes de taille plus petite comme les champignons, les bactéries et les virus. La littérature montre également que le chlore et ses dérivés ne sont pas un bon moyen pour détruire les métabolites responsables des goûts et des odeurs. De plus, les parois cellulaires qui sont détruites par le désinfectant libèrent les composés odorants. De cette manière, on est en présence d'une concentration plus élevée de métabolites dans l'eau. Certaines espèces sont capables de vivre sans lumière et se fixent aux conduites, favorisant la corrosion du métal, la production de composés responsables des goûts et des odeurs et la présence de débris divers dans l'eau.

L'eau a tendance à se dégrader au niveau du réseau de distribution, car il renferme des quantités inquiétantes de bactéries indiquant un problème de contamination. Ces bactéries sont indésirables dans une eau de consommation. Elles sont à l'origine de problèmes de santé comme les gastro-entérites. Elles sont la cause majeure des nuisances organoleptiques tels les goûts et les odeurs présents dans l'eau. La formation de biofilm diminue l'efficacité du désinfectant et favorise la corrosion du métal. Le détachement de plaques de biofilm favorise la dispersion de ces microorganismes en contaminant d'autres parties du réseau, surtout dans les endroits où la vitesse de l'eau est faible et là où il y a des accumulations de sédiments par exemple. La consommation de plaques de biofilm peut être dangereuse, car elles sont formées de millions de bactéries. On retrouve ces problèmes surtout dans la partie la plus ancienne du réseau. Les biofilms qui se forment à l'intérieur des conduites peuvent entraîner des chutes considérables de pression en bloquant le passage de l'eau. Le détachement de plaques de biofilm augmente la couleur et la turbidité de l'eau.

Dans le système étudié, la production des goûts et des odeurs serait reliée en grande partie à la présence de bactéries dans le système de distribution d'eau potable ainsi qu'à la présence de phytoplancton. Suite à l'étude de la littérature, les traitements les plus efficaces, compte tenu de la qualité de cette eau, seraient la filtration sur CAG employé seul, une pré-oxydation au bioxyde de chlore suivie d'une filtration sur CAG, une pré-chloration au bioxyde de chlore suivie d'une filtration

sur CAG et d'une post-désinfection à l'aide du même oxydant, et la filtration sur CAG suivie d'une post-désinfection.

Un protocole d'expérimentation de ces traitements est suggéré et devrait être réalisé afin de déterminer laquelle de ces méthodes serait la plus efficace dans l'enlèvement des composés organiques responsables des goûts et des odeurs présents dans l'eau du réseau étudié. En même temps, puisque le CAG adsorbe une bonne partie du carbone organique dissous dans l'eau et qu'il semble que le carbone organique dissous biodégradable serait le facteur limitant la croissance de bactéries à l'intérieur des réseaux, l'étude en système pilote permettra de vérifier si l'enlèvement de cette fraction biodégradable du carbone abaisserait la quantité de bactéries présentes dans les conduites et, par conséquent, produiraient moins de composés odorants. La réalisation de ce projet permettrait également d'évaluer le coût d'une usine de CAG et de son entretien pour la municipalité.

Le suivi de la qualité de l'eau distribuée dans le réseau est plus compliqué que celui qui s'exerce dans les usines de traitement d'eau. La multiplicité des intervenants et des interventions, leur nature, la longueur et le matériau des conduites, la difficulté d'observation du développement des phénomènes, l'hydraulique des réseaux, etc., sont autant de facteurs difficilement contrôlables.

Il serait temps d'effectuer un inventaire complet des équipements et de leur état. En effet, le plan du réseau d'aqueduc, le plus récent, date de 22 ans (24 août 1970). De plus, il n'existe pas d'inventaire des équipements et encore moins de leur état. Ceci permettrait de mettre les plans à jour et de surveiller l'état des équipements. Par la suite, l'élaboration d'un programme rigoureux d'entretien du réseau serait nécessaire pour limiter des problèmes sérieux de contamination bactérienne, de pression, d'augmentation de débris dans l'eau et de goûts et d'odeurs.

Afin de mieux protéger la population desservie par les petits réseaux la fréquence minimale d'échantillonnage proposée est de quatre prélèvements par mois pour fin d'analyse bactériologique.

Le système de traitement en place est inadéquat dans l'enlèvement des composés organiques donnant des goûts et des odeurs et produits par les algues et les bactéries. On a démontré dans la revue de littérature que le chlore et ses dérivés ne

font que lyser les cellules algales causant la libération de ces composés. La mise en fonction d'une usine de CAG couplée à un programme rigoureux de gestion et d'entretien des réseaux de distribution améliorerait grandement la qualité organoleptique de l'eau distribuée aux consommateurs.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ALEXANDER, H.C., MCCARTY, W.M., BARTLETT, E.A. ET SYVERUD, A.N. (1982).
Aqueous odor values of industrial chemicals. *Journal American Water Works Association*, 74(12):595-599.
- ALLANTINE, D. (1956).
Two species of *Gymnodinium* isolated from the Plymouth area.
Journal Marine Biology Association, United Kingdom, 35:467-474.
- AMOORE, J.E (1984).
The chemistry and physiology of odor sensitivity. *Proceedings of the Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Denver, Colorado, December 2-5, 345 pages.*
- AMOORE, J.E. ET HAUTALA, E. (1983).
Odor as an aid to chemical safety: thresholds compared with threshold limit values and volatilities for 214 industrial chemicals in air and water dilution. *Journal Applied Toxicology*, 3(6):272-285.
- ANDO, A., MIWA, M., KAJINO, M. ET TATSUMI, S. (1992).
Removal of musty-odorous compounds in water and retained in algal cells through water purification processes. *Water Science and Technology*, 25(2):299-306.
- APHA (1976).
Standard methods for the examination of water and wastewater, 14th edition. American Public Health Association, Washington, District Columbia, 1193 pages.
- APHA (1980).
Standard methods for the examination of water and wastewater, 15th edition. American Public Health Association, Washington, District Columbia, 1134 pages.
- ASHITANI, K., HISHIDA, Y. ET FUGIWARA, K. (1988).
Behavior of musty odorous compounds during the process of water treatment. *Water Science and Technology*, 20(8/9):264-267.
- AWWA (1971).
Water quality and treatment: A handbook of public water supplies, third edition. McGraw-Hill, New York, 654 pages.
- AWWA (1976).
Handbook of taste and odor experiences in the United States and Canada. American Water Works Research Foundation, Denver, Colorado, 703 pages.

- AWWA (1987).
Research report. Water treatment and operations : GAC filter adsorbers. American Water Works Research Foundation, 6666 West Quincy Avenue Denver, Colorado, 191 pages.
- AWWARF (1976).
Handbook of taste and odor control experiences in the U.S. and Canada. American Water Works Association, Denver, Colorado, 836 pages.
- BARKER, M.R. ET PALMER, D.J. (1977).
Persistent odour-taste removal: the use of ozone and microcoagulation or carbon. *Water South Africa*, 3(2):53-65.
- BARTELS, J.H.M., BURLINGAME, G.A. ET SUFFET, I.H. (1986).
Flavor profile analysis: taste and odor control for the future. *Journal American Water Works Association*, 78(3):50-55.
- BAYS, L.R., BURMAN, N.P. ET LEWIS, W.M. (1970).
Taste and odor in water supplies in Great Britain: A survey of the present position and problems for the future. *Water Treatment and Examination*, 2:136-145.
- BOUILLOT, P., BILLEN, G., SERVAIS, P. ET TRANCART, J.L. (1991).
Biological contactors in the treatment of surface water to produce drinking water. Design and operating data. Proceedings of the annual conference American Water Works Association, June 17-21, Cincinnati, pages 1987-1992.
- BOURBIGOT, M. (1981).
Filtration biologique sur charbon actif utilisée en second étage de traitement. *Tribune du Cebedeau*, 448:131-143.
- BRAZOS, B.J. (1986)
The partitioning of organic carbon in drinking water. Proceedings of 1986 Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Portland, Oregon, 1119 pages.
- BRAZOS, B.J. ET O'CONNOR, J.T. (1986).
The partitioning of organic carbon in drinking water. Proceeding of the 14th annual Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Portland, Oregon, page 387.
- BROWNLEE, B.G., GAMMIE, L., GUMMER, W.M.D. ET MACINNIS, G.A. (1988).
A simple extraction procedure for moderately volatile taste and odor compounds such as geosmine and 2-methylisoborneol - method and applications. *Water Science and Technology*, 20(8/9):91-97.
- BUELOW, R.H., TAYLOR, R.H., GELDREICH, E.E., GOODENKAUF, A., WILWERDING, L., HOLDREN, F., HUTCHISON, M. ET NELSON, I.H. (1976).
Disinfection of new water mains. *Journal American Water Works Association*, 68(6):283-289.

- BURLINGAME, G.A. ET BROCK, G.L. (1985).
Quality deterioration in treated water storage tanks. Proceedings of the annual conference American Water Works Association, Washington, District Columbia, pages 341-357.
- BURTTSELL, R.H., ROSEN, A.A., MIDDLETON, F.M. ET ETTINGER, J. (1959).
Chlorine derivatives of phenol causing taste and odor. Journal American Water Works Association, 51:205-214.
- CALGON CARBON CORPORATION (1989).
The laboratory evaluation of granular activated carbons for liquid phase applications. Calgon Carbon Canada Inc., 6303 Airport Road, suite 304, Mississauga, Ontario, 7 pages.
- CARLSON, M.A., HOEHN, R.C., KNOCKE, W.R. ET HAIR, D.H. (1986).
Experiences with use of chlorine dioxide and potassium permanganate as preoxidants for trihalomethane and manganese control. Proceedings of the annual conference American Water Works Association, Denver, Colorado, 677 pages.
- CHARACKLIS, W.G. (1988).
Introduction in bacterial regrowth in distribution systems. Proceeding of the American Water Works Research Foundation, Denver, Colorado, 217 pages.
- CHARACKLIS, W.G. ET MARSHALL, K.C. (1990).
Biofilm. John Wiley and Sons Inc., New York, New York, 586 pages.
- CHERRY, A.K. (1962).
Rx for tastes and odors - KMnO_4 and activated carbon. Water Works Engineering, 3:182-194.
- CLEMENT ASSOCIATES (1989).
Toxicological profile for bromodichloromethane. Prepared for the Agency for Toxic and Disease Registry, Drinking Water Health Effect Task Force, Health Effects of Drinking Water Treatment Technologies, Lewis publication, 45 pages.
- COALLIER, J., LAFRANCE, P., DUCHESNE, D. ET LAVOIE, J. (1989).
La recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution d'eau potable. Sciences et Techniques de l'Eau, 22(1):63-72.
- COMMITTEE REPORT (1977).
Measurement and control of organic contaminants by utilities. Journal American Water Works Association, 69(5):267-282.
- COOTE, R. (1950).
Chlorine dioxide treatment at Valparaiso, Indiana. Water and Sewage Works, 97(1):13-26.
- COSTERTON, J.W., GEESEY, G.G. ET CHENG, J.K. (1978).
How bacteria stick. Scientific American, 238(1):86-95.

- COUILLARD, D. (1986).
Consequences associated with a crude petroleum leak from a pipeline. *Journal of Environmental Management*, 23(3):247-257.
- COUILLARD, D. (1983).
Déphosphatation (PO₄) des eaux à l'aide de déchets provenant des industries de la réduction de l'aluminium. *Eau du Québec*, 16(1):34-38.
- COUILLARD, D. (1982).
Use of red mud, a residue of alumina production by the Bayer process, in water treatment. *The Science of Total Environment*, 25(12):181-191.
- COUILLARD, D. (1980a).
Répercussions sur les sources d'approvisionnement en eau potable due à la construction et à l'opération d'un oléoduc. *Eau du Québec*, 13(2):153-161.
- COUILLARD, D. (1980b).
Water supply problems in the construction and operation of an oil pipeline: A case study of the Saint Lawrence Lowlands. *Water Supply and Management*, 4(5/6):397-407.
- COUILLARD, D. (1979).
Impact de la construction et de l'opération d'un oléoduc sur l'environnement. Partie II: Relations causes et effets. *Eau du Québec*, 12(1):23-27.
- COUILLARD, D. (1978).
Impact de la construction et de l'opération d'un oléoduc sur l'environnement. Partie I: Problématique. *Eau du Québec*, 11(4):274-278.
- COUILLARD, D. ET TYAGY, R.D. (1986).
Traitement du phosphore (PO₄) des eaux usées à l'aide des résidus de l'extraction alcaline de la bauxite. *Tribune du Cebedeau*, 507(39):3-14.
- COURRIER FRONTENAC (1992a).
Lac du Cinq: East Broughton station prendra sa décision sous peu. Reportage de Steeve Guoin, vol.16, no. III, cahier A, 12 avril 1992, p.3.
- COURRIER FRONTENAC (1992b).
Activités sur le Lac du Cinq: l'Association de chasse et pêche passerait outre au règlement. Reportage de Steeve Guoin, vol.16, no. XI, cahier A, 7 juin 1992, p.16.
- COURRIER FRONTENAC (1992c).
Loin d'apercevoir la lumière au bout du tunnel. Reportage de Steeve Guoin, vol.16, no. XII, cahier A, 14 juin 1992, p.4.
- COURRIER FRONTENAC (1992d).
Lac du Cinq: Le maire Laliberté fait fi de l'interdiction. Reportage de Steeve Guoin, vol.16, no. XVI, cahier A, 12 juillet 1992, p.6.

- COURRIER FRONTENAC (1992e).
Lac du Cinq: Il est désormais interdit de s'en approcher. Reportage de Steeve Gouin, vol.16, no. XIX, cahier A, 2 août 1992, p.3.
- DAMEZ, F. (1982).
Evolution de la qualité de l'eau dans les réseaux de distribution. Techniques et Sciences Municipales - l'Eau, 77(1):11-23.
- DAVIS, S.L., ET LACKEY, S.L. (1982).
Evaluation of taste and odor reduction processes by pilot plant operations. Proceedings of the annual conference American Water Works Association, Miami, Floride, may 16-20, pages 19-33.
- DE GREEF, E., ZOETEMAN, B.C.J., VAN OERS, H.J., KOSTER, E.P. ET ROOK, J.J. (1983).
Drinking water contamination and taste assessment by large consumer panels. Water Science and Technology, 15:13-24.
- DEGREMONT (1989).
Mémento technique de l'eau, 9ième édition, Tomes 1 et 2. Degrémont et Lyonnaise des Eaux, Paris, France, 1459 pages.
- DE LAAT, J., DORE, M. ET MALLEVIALLE, J. (1991).
Influence d'une préozonation sur l'adsorbabilité et la biodégradabilité des substances humiques d'origine aquatique et sur les performances des filtres de charbon actif en grains. Water Research, 25(2):151-164.
- DESJARDINS, R., LAVOIE, J., LAFRANCE, P. ET PREVOST, M. (1991).
Comparaison de l'évolution de la qualité de l'eau dans deux réseaux de distribution. Sciences et Techniques de l'Eau, 24(4):321-331.
- DEWATERS, J.E ET DIGIANO, F.A. (1990).
The influence of ozonated natural organic matter on the biodegradation of a micropollutant in a GAC bed. Journal American Water Works Association, 82(8):69-75.
- DICE, J.C. (1975).
The challenge to the AWWA taste and odor control committee. Proceedings of the Water Quality and Technology Conference, Atlanta, Georgia. American Water Works Association, Denver, Colorado, pages 46-61.
- DOLAN, R.M. ET PIPES, W.O. (1986).
Pipe wall biofilm in drinking water mains. Proceedings of 1986 Water Quality and Technology Conference, American Water Works Association, Portland, Oregon, 1119 pages.
- DUCHESNE, D. (1988).
Résumé commenté de certaines conférences données au symposium de l'American Water Works Association sur la qualité de l'eau. Sciences et Techniques de l'Eau, 21(1):73-77.

- DUCHESNE, D., COALLIER, J. ET LAFRANCE, P. (1989).
Dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies (BHA) dans les trois réseaux de distribution d'eau potable de Ville de Laval. Sciences et Techniques de l'Eau, 22(3):217-222.
- EDBERG, S.C. ET SMITH, D. (1987).
Lack of correlation between heterotrophic plate counts and total coliform counts from a public water supply. Proceedings of 1986 Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Portland, Oregon, 1119 pages.
- FALCONER, I.R., RUNNEGAR, M.T.C., BUKLEY, T., HUYN, V.L. ET BRADSHAW, P. (1989).
Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms. Journal American Water Works Association, 81:102-105.
- FARLOW, W.G. (1883).
Relations of certain forms of algae to disagreeable tastes and odours. Science, 2:333-336.
- FEUILLET MENVIQ,
Feuillet d'interprétation de la qualité physico-chimique de l'eau potable. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des laboratoires, 3 pages.
- FIESSINGER, F. ET RICHARD, Y. (1975).
La technologie du traitement des eaux potables par le charbon actif granulé: II. Techniques et Sciences Municipales-l'Eau, 10:415-428.
- FORSYTH, D.E., GAMMIE, L., BONG-SONG, X. ET HUCK, P.M. (1982).
Adsorption of trihalomethanes in pilot scale GAC columns. Water Pollution Research Journal of Canada, 17:23-35.
- GAMMIE, L. ET GIESBRECHT, G. (1986).
Full-scale operation of granular activated carbon contacters at Regina/Moose Jaw, Saskatchewan. Proceedings of the annual conference American Water Works Association, Denver, Colorado, pages 109-118.
- GARRET, P. (1987).
Design considerations for granular activated carbon facilities. Proceedings of the annual conference American Water Works Association, seminar on granular activated carbon installations conception to operation, 14 juin, Kansas City. American Water Works Association, 6666 West Quincy Avenue, Denver, Colorado, pages 135-160.
- GELDREICH, E.E ET RICE, E.W. (1987).
Occurrence, significance and detection of *Klebsiella* in water systems. Journal American Water Works Association, 79(5):74-80.

- GERBER, N.N. (1983).
Volatiles substances from actinomycetes: Their role in the odor pollution of water. *Water Science and Technology*, 15(6/7):115-125.
- GERBER, N.N. ET LECHEVALLIER, H.A. (1965).
Geosmin, an earthy-smelling substance isolated from actinomycetes. *Applied Microbiology*, 13(6):935-938.
- GIBBS, R.A. ET HAYES, C.R. (1989).
Characterization of non-enteric bacterial regrowth in the water distribution network from a eutrophic reservoir. *Water Science and Technology*, 21:49-53.
- GLAZE, W.H., SCHEP, R., RUTH, R., MADJZOOB, S. ET CHAUNCEY, W. (1987).
Removal of taste and odor compounds by oxidation processes: summary report, phase I. Submitted to Metropolitan Water District of Southern California, July 15, California, 29 pages.
- GOLTERMAN, H.L. (1969).
Method for chemical analysis of fresh waters. *International Biology Program Handbook 8*, Oxford, Blackwell Scientific Publications, 172 pages.
- GOMELLA, C. (1972).
Ozone practices in France. *Journal American Water Works Association*, 64(1):39-45.
- GOUVERNEMENT DU CANADA (1987).
Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement, Ottawa, Canada, 23 pages.
- GRAESE, S.L., SNOEYINK, V.L. ET LEE, R.G. (1987).
Granular activated carbon filter-adsorber systems. *Journal American Water Works Association*, 79(12):64-74.
- GROB, K. (1973).
Organic substances in potable water and its precursor: part I--methods for their determination by gas-liquid chromatography. *Journal Chromatography*, 84:255-273.
- HANSEN, R.E. (1975).
Problems solved during 92 months of operation of activated granular carbon filters. *Proceedings of the 93rd annual Water Quality Technology Conference*, 7-9 décembre, American Water Works Association, Atlanta, Georgia, pages 55-68.
- HERZING, D.R., SNOEYING, V.L. ET WOOD, N.F. (1977).
Activated carbon adsorption of the odorous compounds 2-methylisoborneol and geosmin. *Journal American Water Works Association*, 69:223-229.

- HOEHN, R.C. (1965).
Biological methods for the control of taste and odors. Southwest Water Works Journal, 47(3):26-33.
- HOFFMAN, J.R.H. (1976).
Removal of *Microcystis* toxins in water purification processes. Water South Africa, 2:58-60.
- HRUBEC, J. ET DE KRUIJF, H.A.M. (1983).
Treatment methods for the removal of off-flavours from heavily polluted river water in the Netherland - A review. Water Science and Technology, 15(6/7):301-310.
- HUCK, P.M. (1990).
Measurement of biodegradable organic matter and bacterial growth potential in drinking water. Journal American Water Works Association, 82(7):78-86.
- HUDON, E., ZAYED, J., LAINESSE, P. ET LORANGER, S. (1991).
Habitudes de consommation de l'eau potable au Québec et perception du risque pour la consommateur. Sciences et Techniques de l'Eau, 24(4):357-362.
- JADAS-HECART, A. (1989).
Contribution à l'étude de la demande en chlore à long terme d'une eau potable: modélisation et identification de précurseurs organiques. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, Poitiers, France, 150 pages.
- JANSSENS, J.G., MEHEUS, J. ET DIRICK, J. (1984).
Ozone enhanced biological activated carbon filtration and its effect on organic matter removal, and particular AOC reduction. Water Science and Technology, 17(6/7):1055-1068.
- JORGENSON, T.A., MEIERHENRY, E.F., RUSBROOK, C.J., BULL, B.J. ET ROBINSON, M. (1985).
Carcinogenicity of chloroform in drinking water to male osborne mendel rats and female B6C 3F1 mice. Fundamental and Applied Toxicology, 5:760-769.
- JÜTTNER, F. (1984).
Dynamics of the volatile organiques substances associated with cyanobacteria in eutrophic shallow lake. Applied and Environmental Microbiology, 47:814-820.
- KHIARI, D., BRENNER, L., BURLINGAME, G.A ET SUFFET, I.H. (1992).
Sensory gas chromatography for evaluation of taste and odor events in drinking water. Water Science and Technology, 25(2):97-104.
- KIKUCHI, T., MIMURA, T., ITOH, Y., MORIWAKI, U., NEGORO, K., MASADA, Y. ET INOUE, T. (1973).
Odorous metabolites of blue-green algae: *Schizothrix meulleri*: *nageli*: collected in the Southern basin of Biwa: identification of geosmine. Chemical and Pharmaceutical Bulletin, Tokyo, 21:2342-2343.

- KRASNER, S.W. ET BARRETT, S.E. (1984).
Aroma and flavor characteristics of free chlorine and chloramines. Proceedings of the Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Denver, Colorado, pages 61-72.
- KRASNER, S.W., BARRETT, S.E., DALE, M.S. ET HWANG, C.J. (1986).
Free chlorine versus monochloramine in controlling off-tastes and -odors in drinking water. Journal American Water Works Association, 81(2):86-93.
- KRASNER, S.W., MCGUIRE, M.J. ET FERGUSON, V.B. (1985).
Tastes and odors: the flavor profile method. Journal American Water Works Association, 77(3):34-39.
- KRASNER, S.W., HWANG, C.J. ET MCGUIRE, M.J. (1983).
A standard method for quantification of earthy-musty odorants in water, sediments, and algal cultures. Water Science and Technology, 15(6/7):127-138.
- KRASNER, S.W. ET MEANS, E.G. (1986).
Returning recently covered reservoirs to service: health and anesthetic considerations. Journal American Water Works Association, 78(3):94-100.
- LAFERRIERE, M. ET MICHAUD, A. (1989).
Etude de la qualité des eaux de surface du bassin de la rivière du Loup. Sciences et Techniques de l'eau, 22(4):333-336.
- LAFRANCE, P., LAVOIE, J. ET TOUTANT, S. (1991).
Les contrôles qualitatifs et les programmes de gestion des réseaux de distribution d'eau potable à Ville de Laval. Sciences et Techniques de l'Eau, 24(4):333-337.
- LALEZARY, S., PIRBAZARI, M. ET MCGUIRE, M.J. (1986).
Oxidation of five earthy-musty taste and odor compounds. Journal American Water Works Association, 78(3):62-69.
- LALEZARY, S., PIRBAZARI, M., MCGUIRE, J.M. ET KRASNER, S.W. (1984).
Air stripping of taste and odor compounds from water. Journal American Water Works Association, 77(3):83-87.
- LECHEVALLIER, M.W. (1990).
Coliform regrowth in drinking water: A review. Journal American Water Works Association, 82(11):74-86.
- LECHEVALLIER, M.W., BABCOCK, T.M. ET LEE, R.G. (1987).
Examination and characterization of distribution system biofilms. Applied and Environmental Microbiology, 53:2714-2724.
- LECHEVALLIER, M.W. ET CAWTHON, L.R. (1988).
Inactivation of biological bacteria. Applied and Environmental Microbiology, 54(10):2492-2499.

- LECHEVALLIER, M.W., HASSENAUER, T.S., CAMPER, A.K. ET MCFETERS, G.A. (1984).
Disinfection of bacteria attached to granular activated carbon. *Applied and Environmental Microbiology*, 48(5):918-923.
- LECHEVALLIER, M.W., LOWRY, C.D. ET LEE, R.G. (1990).
Desinfecting biofilms in a model distribution system. *Journal American Water Works Association*, 82(11):87-99.
- LEGUBE, B., CROUE J.P., BELTRAN-NOVILLO, F. ET DORE, M. (1987).
Effet de l'ozonation sur le potentiel de formation d'organo-chlorés des acides fulviques. *Sciences de l'Eau*, 6:435-448.
- LESSARD, S. (1989).
Caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique des eaux du Lac du Cinq. Rapport de fin d'études de premier cycle, Département de biologie, Université Laval, 92 pages.
- LEVI, Y. ET JESTIN, J.M. (1988).
Offensive tastes and odors occurring after chlorine addition in water treatment processes. *Water Science and Technology*, 20(8/9):269-274.
- LEWIS, W.M., Jr. (1978a).
A compositional, phytogeographical, and elementary community structural analysis of the phytoplankton in a tropical lake. *Journal Ecology*, 66:213-226.
- LEWIS, W.M., Jr. (1978b).
Dynamics and succession of the phytoplankton in a tropical lake: Lake Lanao, Philippines. *Journal ecology*, 66:849-880.
- LLOYD, J.M. (1939).
Superchlorination at Tyler, Texas. *Journal American Water Works Association*, 31(12):2130-2136.
- LOCK, M.A., WALLIS, P.M. ET HYNESH.B.N. (1977).
Colloidal organic carbon in running waters. *Oikos*, 29:1-4.
- LOMBARDO, L.R., WEST, P.R. ET HOLBROOK, J.L. (1986).
A comparison of various media and incubation temperature used in the HPC analysis. Proceedings of the 14th annual Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Portland, Oregon, pages 251-270.
- MALLEVIALLE, J. (1986).
Communication personnelle de McGuire et Gaston avec Mallevalle. Dans: *Water Science and Technology*, 20(8/9):215-228.
- MALLEVIALLE, J. ET SUFFET, I.H. (1987).
Identification and treatment of taste and odors in drinking water. Proceedings of the American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, pages 1-14.

- MALPAS, J.F. (1965).
Use of chlorine dioxide in water treatment. *Effluent and Water Treatment Journal*, 2:25-36.
- MAS (1987).
Inventaire national des équipements en eau- Municipalités du Canada 1986. *Ministre des Approvisionnements et Services, Gouvernement du Canada, Hull, No.E94-81/1987*, 236 pages.
- MATHIEU, L., PAQUIN, J.L., BLOCK, J.C., HARTEMANN, P. ET COLIN, F. (1991).
Paramètres contrôlant la prolifération des bactéries dans les réseaux de distribution: approche expérimentale. *Soumis à publication dans la revue Sciences de l'Eau*.
- MCBARRON, E.J. ET MAY, V. (1966).
Poisoning of sheep in new south wales by the blue-green alga *Anacystis cyanea*. *Australia Veteran Journal*, 42:449-458.
- MCGUIRE, M.J. ET GASTON, J.M. (1988).
Overview of technology for controlling off-flavors in drinking water. *Water Science and Technology*, 20(8/9):215-228.
- MCGUIRE, M.J., KRASNER, S.W., HWANG, C.J. ET IZAGUIRRE, G. (1981).
Close-loop stripping analysis as a tool for solving taste and odor problems. *Journal American Water Works Association*, 73:530-537.
- MCGUIRE, M.J. ET SUFFET, I.H. (1984).
Aqueous chlorine/activated carbon interactions. *Journal of Environmental Engineering (AESE)*, 110(3):629-645.
- MCKAY, G. ET MCALEAVEY, G. (1988).
Ozonation and carbon adsorption in a three-phase fluidised bed for colour removal from peat water. *Chemical Engineering Research Design*, 66:531-536.
- MEANS, E.G., IZAGUIRRE, G., HWANG, C.J., KRASNER, S.W. ET MCGUIRE, M.J. (1983).
Biodegradation of taste and odor compound 2-methylisoborneol in a potable water supply. *Proceedings of the 83th annual meeting of American Society for Microbiology, New Orleans, Louisiana*, pages 89-102.
- MEANS III, E.G., TANAKA, T.S., OTSUKA, D.J. ET MCGUIRE, M.J. (1986).
Effects of chlorine and ammonia application points on bactericidal efficiency. *Journal American Water Works Association*, 78(1):62-69.
- MEDSKER, L.L., JENKINS, D. ET THOMAS, J.F. (1968).
Odorous compounds in natural waters: an earthy-smelling compound associated with blue-green algae and actinomycetes. *Environmental Science and Technology*, 2(6):461-464.

- MEEK, M.E. ET GIDDINGS, M.J. (1990).
Trihalomethanes: Health effects assessment for derivation of the guideline for canadian drinking water quality. Conférence présentée à: " The fourth national conference on drinking water", septembre 23-25, Toronto, Canada.
- MEILLEUR, R-A. ET BERON, P. (1989).
Détermination des facteurs influençant la qualité de l'eau brute à l'usine de purification de Deux-Montagnes. Sciences et Techniques de l'Eau, 22(2):165-169.
- MELACK, J.M. (1979).
Temporal variability of phytoplankton in tropical lakes. Oecologia, 44:1-7.
- MENVIQ (1989).
L'eau potable au Canada, un premier bilan de sa qualité. Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Canada, 69 pages.
- MERLET, N., PREVOST, M., MERLET, Y. ET COAILLIER, J. (1991).
Enlèvement de la matière organique dans les filtres CAB. Compte rendu du 14ième symposium international sur le traitement des eaux usées et 3ième atelier sur l'eau potable, novembre 1991, Montréal, Association Québécoise des Techniques de l'Eau, Ministère de l'Environnement, Environnement Canada, Société Québécoise d'Assainissement des Eaux, Communauté Urbaine de Québec et le Centre St-Laurent, pages 331-365.
- MONTIEL, A.J. (1983).
Municipal drinking water treatment procedures for taste and odour abatement - a review. Water Science and Technology, 15:279-289.
- MORLAY, C., DE LAAT, J., DORE, M., COURTOIS, Y., MONTIEL, A., WELTE, B. ET HOUEL, N. (1992).
Action du sulfide de sodium sur la concentration en composés organohalogénés et sur l'activité mutagène de solution chlorées de substances humiques. Revue des Sciences de l'Eau, 5:335-352.
- MOUCHET, P. (1978).
Recherches bibliographiques sur les goûts et les odeurs d'origine biologique dans les eaux potables. Techniques et Sciences Municipales, 78(3):145-153.
- MURPHY, D.A. ET CRAUN, G.F. (1990).
A review of recent epidemiologic studies reporting association between water disinfection and cancer. Dans: Water Chlorination, Chemistry, Environmental Impact and Health Effects, Vol.VI Jolley, R.L. Candie, L.W., Johnson, J.D. et tous les éditeurs, Lewis Publishing, pages 361-372.
- NAMKUNG, E. ET RITTMANN, B.E. (1987).
Removal of taste- and odor-causing compounds by biofilms grown on humic substances. Journal American Water Works Association, 79(7):107-112.

- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1987).
Drinking water and health, disinfectants and disinfectants by-products. National Academy Press, 7:165-179.
- PALMER, C.M. (1964).
Algae in water supplies. United States Department of Health, Education, and Welfare, Public Health Service, Cincinnati, Ohio, 66 pages.
- PERSSON, P.E. (1979).
The source of muddy odor in bream (*Abramis brama*) from the Porvoo sea area (gulf of Finland). Canadian Journal Fisheries Research Board, 36:883-890.
- PERSSON, P.E. (1983).
Off flavor in aquatic ecosystems: An introduction. Water Science and Technology, 15(6/7):1-11.
- PIET, G.J., ZOETEMAN, B.C.J. ET KRAAYEVELD, A.J.A. (1972).
Earthy smelling substances in surface waters of the Netherlands. Water Treatment Examination, 21(4):281-286.
- PREVOST, P., DESJARDINS, R. ET LAFRANCE, P. (1991a).
Bilan sur le traitement biologique de l'eau potable. Sciences et Techniques de l'Eau, 24(4):311-319.
- PREVOST, M., DESJARDINS, R., COALLIER, J., DUCHESNE, D. ET MAILLY, J. (1991b).
Comparaison of biodegradable organic carbon (BOC) techniques for process control. Accepté pour publication dans la revue Journal of Water Supply Research and Technology.
- PROVENCHER, M. (1977).
Etude du phytoplancton du fleuve St-Laurent et de ses tributaires. Rapport technique, numéro 9, Ministère des Richesses Naturelles, Québec, Canada, 92 pages.
- REBHUN, M., FOX, M.A. ET SLESS, J.B. (1971).
Chlorination of odorants from algal organisms. Journal American Water Works Association, 63:219-224.
- RECKHOW, D.A. ET SINGER P.C. (1984).
The removal of organic halide precursors by preozonation and alum coagulation. Journal American Water Works Association, 76(4):151-157.
- RICE, E.W. (1987).
Rationales for multiple stage ozonation in drinking water treatment plants. Ozone Science Engineering, 9:37-62.
- RIDDICK, T.M. (1951).
Controlling taste, odor, and color with free residual chlorination. Journal American Water Works Association, 43(7):545-552.

- RIDGWAY, J. ET OLSON, B.H. (1982).
Chlorine resistance patterns of bacteria from two drinking water distribution systems. *Journal American Water Works Association*, 44(4):972-987.
- RIOPEL, F., DESJARDINS, R. ET LAFRANCE, P. (1991).
Influence des modalités de l'injection du chlore sur la formation des THM en eau chaude. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 24(4):347-354.
- RIZET, M. ET COUTE, A. (1981).
Evaluation des microorganismes des milieux granulaires utilisés pour la filtration des eaux de surface. *Techniques et Sciences Municipales - l'Eau*, 81:371-379.
- RITTMAN, B.E. ET SNOEYINK, V.L. (1984).
Achieving biologically stable drinking water. *Journal American Water Works Association*, 76:106-114.
- ROLLINGER, Y. ET DOTT, W. (1987).
Survival of selected bacterial species in sterilised activated carbon filters and biological activated carbon filters. *Applied and Environmental Microbiology*, 53:777-781.
- ROMANO, A.H. ET SAFFERMAN, R.S. (1963).
Studies on actinomycetes and their odors. *Journal American Water Works Association*, 55(2):169-176.
- ROOK, J.J. (1976).
Haloforms in drinking water. *Journal American Water Works Association*, 68(3):168-172 .
- ROSEN, A.A., MASHNI, C.I. ET SAFFERMAN, R.S. (1970).
Recent development in the chemistry of odor in water: the cause of earthy-musthy odor. *Water Treatment Examination*, 19:106-119.
- SAFFERMAN, R.S. ET MORRIS, M.E. (1964).
Control of algae with viruses. *Journal American Water Works Association*, 56: 1217-1224.
- SAINT-EXUPERY, A. (1939).
Terre des Hommes. Le Livre de Poche, Paris, édition Galimart, 243 pages.
- SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL CANADA (1982).
Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, 1978. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social, Ottawa, Canada, 646 pages.
- SCHNITZER, M. ET KHAN, S.U. (1972).
Humiques substances in the environment. Marcel Dekker Inc., New York, New York, 115 pages.

- SERVAIS, P., BILLEN, G. ET BOUILLOT, P. (1991).
Activité biologique dans un filtre à charbon actif en grains. *Revue des Sciences de l'Eau*, 4:483-498.
- SHULL, K.E. (1962).
Operating experiences at Philadelphia suburban treatment plants. *Journal American Water Works Association*, 54(10):1232-1239.
- SIGWORTH, E.A. (1957).
Control of taste and odor in water supplies. *Journal American Water Works Association*, 49:1507-1521.
- SILVERMAN, G.S., NAGY, L.A. ET OLSON, B.H. (1983).
Variation in particulate matter, algae, and bacteria in an uncovered, finished drinking water reservoir. *Journal American Water Works Association*, 75(4):191-205.
- SILVEY, J.K.G. (1963).
The relationship between aquatic organisms and tastes and odors. *Public Works*, 94:106-108;192-194.
- SILVEY, J.K.G, HENLEY, D.E., HOEHN, R. ET NUNEY, W.E. (1976).
Musty-earthly odors and their biological control. *Proceedings of the Water Quality Technology Conference, American Water Works Association, Denver, Colorado, pages 356-369.*
- SILVEY, J.K.G. ET ROACH, A.W. (1964).
Studies on microbiotic cycles in surface waters. *Journal American Water Works Association*, 56:60-72.
- SUFFET, I.H., BRENNER, L. ET CAIRO, P.R. (1980).
GC/MS identification of trace organics in Philadelphia drinking water during a two year period. *Water Research*, 14:853-867.
- SUFFET, I.H., ANSELME, C. ET MALLEVIALLE, J. (1986).
Removal of tastes and odors by ozonation. *Proceedings of the seminar on ozonation and water treatment. Annual conference, American Water Works Association, Denver, Colorado, pages 239-242.*
- SUFFET, I.H., BRADY, B.M., BARTELS, J.H.M., BURLINGAME, G., MALLEVIALLE, J. ET YOHE, T. (1988).
Development of the flavor profile analysis method into a standard method for sensory analysis of water. *Water Science and Technology*, 20(8/9):1-9.
- TALLING, J.F. (1969).
The incidence of vertical mixing, and some biological and chemical consequences, in tropical african lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 17:998-1012.
- TARDAT-HENRY, M. ET BEAUDRY, J.P. (1984).
Chimie des eaux. Les éditions Le Griffon d'argile Inc., 3022, chemin Ste-Foy, Québec, 340 pages.

- TERASHIMA, K. (1988).
Reduction of musty odor substances in drinking water - a pilot plant study. *Water Science and Technology*, 20(8/9):275-281.
- THEBERGE, S. (1991).
Approche réglementaire québécoise dans le domaine de l'eau potable. *Compte rendu, 3e atelier sur l'eau potable, 12 au 14 novembre 1991, Montréal, Association Québécoise des Techniques de l'Eau, Montréal, Québec, pages 237-241.*
- TOFT, P. (1985).
The control of organics in drinking water in Canada and the United States. *The Science of the Total Environment*, 87:45-58.
- TRACY, H.W., CAMARENA, V.M. ET WING, F. (1966).
Coliform persistence in highly chlorinated waters. *Journal American Water Works Association*, 58(9):1151-1159.
- TSUGITA, R.A. ET ELLIS, R.H. (1981).
Pretreatment of industrial waste. *Manual of practice No FD-3. Task force on pretreatment, Water Pollution Control Federation, Washington, 159 pages.*
- TUORILA, H., PYSALO, T. ET HIRVI, T. (1980).
Characterization of odours in raw and tap water and their removal by ozonization. *Vatten*, 3:191-204.
- TUOVINEN, O.H., BUTTON, K.S., VUORINEN, A., CARLSON, L., MAIR, D.M. ET YUT, L.A. (1980).
Bacterial, chemical and mineralogical characteristics of tubercles in distribution pipelines. *Journal American Water Works Association*, 72:626-636.
- VAN DER KOOIJ, D., VISSER, A. ET HIJNEN, W.A.M. (1982).
Determining the concentration of easily assimilable organic carbon in drinking water. *Journal American Water Works Association*, 74(10):540-545.
- VAN DER WENDE, E., CHARACKLIS, W.G. ET SMITH, D.B. (1989).
Biofilms and bacterial drinking water quality. *Water Research*, 23:1313-1322.
- VAUGHN, J.C. (1972).
Special lake water treatment problems. *Journal American Water Works Association*, 64:585-589.
- VENSTROM, D. ET AMOORE, J.E. (1968).
Threshold in relation to age, sex and smoking. *Perceptible Motor Skills*, 26:143-157.
- VIK, E.A., STORHAUG, R., NAES, H. ET UTKILEN, H.C. (1988).
Pilot scale studies of geosmine and 2-methylisoborneol removal. *Water Science and Technology*, 20(8/9):229-236.

- WALKER, L. ET AIETA, E.M. (1986).
Chlorine dioxide for taste and odor control. *Journal American Water Works Association*, 78(3):84-93.
- WEBER, W.J., PIRBAZARI, M. ET NELSON, G.L. (1978).
Biological growth on activated carbon: an investigation by scanning electron microscopy. *Environmental Science and Technology*, 12:817-819.
- WETZEL, R.G. (1983).
Limnology, 2nd edition. Saunders College Publishing, Toronto, 767 pages.
- WETZEL, R.G. ET RICH, P.H. (1973).
Carbon in freshwater systems. Dans: G.M. Woodwell et E.V. Pecan (eds) *Carbon and Biosphere. Proceedings Brookhaven Symposium in Biology*, 24 Brookhaven, New York, Technology Information Center, United States Atomic Energy Commission CONF-720510, pages 241-263.
- WHIPPLE, G.C., FAIR, G.M. ET WHIPPLE, M.C. (1927).
The microscopy of drinking water. Wiley, New York, New York, pages 49-70.
- WHITE, G.C. (1986).
Handbook of chlorination, 2nd edition. Van Nostrand-Reinhold Company, New York, New York, 1070 pages.
- WHO (1981).
Guidelines for drinking water quality. Consultation on aesthetic and organoleptic aspects, rapport ICP/RCE 209(4), World Health Organisation, Genève.
- WILCOX, P. ET DENNY, S. (1985).
Effect of dechlorinating agents on the mutagenic activity of chlorinated water samples. Dans: *Water Chlorination: Chemistry, Environmental Impact and Health Effects*, Jolley *et al.* (eds), Lewis Publishers, Michigan, 5:1341-1353.
- YAGI, M., KAJINO, M., MATSUO, U., ASHITANI, K., KITA, T. ET NAKAMURA, T. (1983).
Odor troubles in the lake Biwa. *Water Science and Technology*, 15(6/7):311-321.
- YURKOWSKI, M. ET TABACHEK, J.L. (1980).
Geosmin and 2-methylisoborneol implicated as cause of muddy odor and flavor in commercial fish from Cedar Lake, Manitoba. *Canadian Journal Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:1449-1450.
- ZOETMAN, B.C.J. ET PIET, G.J. (1974).
Identification of taste and odor compounds in water. *The Science of the Total Environment*, 3:103-115.

ZOETMAN, B.C.J, PIET, G.J. ET POSTMA, L. (1980).
Taste as an indicator for drinking water quality. *Journal American
Water Works Association*, 72(9):537-540.

ANNEXES



ANNEXE A

QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE DE
L'EAU DE DISTRIBUTION DE LA MUNICIPALITE D'EAST-
BROUGHTON STATION FOURNIE PAR LE MENVIQ
(DIRECTION DES EAUX SOUTERRAINES ET DE
CONSOMMATION)



Tableau A.1 Résultats d'analyse du suivi de la qualité de l'eau potable d'East-Broughton station obtenus par le MENVIQ

Paramètre	Unités	Résultats min-max	Résultats moyens	Année	Normes
Alcalinité totale	mg/l CaCO ₃	1.-10.	5.63	81-88	30-500
Argent	mg/l	<.001-.01	0.01	81-90	0.05
Arsenic	mg/l	<.001-.002	0.002	81-90	0.05
Azote ammoniacal	mg/l	<.02-.04	0.03	81-88	0.5
Baryum	mg/l	<.01-.1	0.1	81-90	1.0
Bore	mg/l	0.6-5.0	1.42	81-90	5
Cadmium	mg/l	<.0001-.001	0.001	81-90	0.005
Calcium	mg/l	3.4-4.2	4.0	81-88	200
Carbone organique dissous	mg/l	3.1-4.2	3.6	89-90	
Chlore résiduel libre	mg/l	0-0.2	0.07	89-90	
Chlore résiduel total	mg/l	0-0.3	0.1	89-90	
Chlorures	mg/l	.2-<2.0	0.49	81-88	250
Chrome total	mg/l	<.001-.002	0.0013	81-90	0.05
Conductivité	umhos/cm	20-31.5	27.3	81-88	800
Couleur	UCV*	12.-22.	16.7	81-88	15
Cuivre	mg/l	<.01-.01	0.01	81-83	1.0
Cyanures totaux	mg/l	<.003-.01	0.006	81-90	0.2
Dureté totale	mg/l	11.-13.	12.3	81-88	20-180
Fer	mg/l	.04-.13	0.09	81-88	0.3
Fluorures	mg/l	<.02-1	0.55	81-90	1.5
Magnésium	mg/l	.1-.7	0.58	81-88	150
Manganèse	mg/l	<.01-.02	0.014	81-88	0.05
Mercure	mg/l	<.0001-.0002	0.00013	81-90	.001
Nitrites-Nitrates	mg/l	.07-1.2	0.36	81-90	10.0
Orthophosphates	mg/l	<.01-<.02	x	84-88	0.02
pH	unité	6.4-7.3	6.64	82-88	6.5-8.5
Phosphore total inorganique	mg/l	<.01-.07	0.045	81-88	
Plomb	mg/l	<.001-.004	0.003	81-90	0.05
Potassium	mg/l	.1-3	0.229	81-88	
Sélénium	mg/l	<.001-<.002	0.001	81-90	0.01
Silice	mg/l	.1-1.8	1.3	84-88	
Sodium	mg/l	.3-1.3	0.61	81-88	
Solides dissous à 105°C	mg/l	13.-18.	15.64	84-88	500
Somme des constituants	mg/l	9.-18.	14.75	81-83	
Sulfates	mg/l	<1-7	4.48	81-90	500
Tanins	mg/l	.5-6.4	1.19	84-88	
Température	°C	2.-18.	9.1	84-89-90	15
Turbidité	UTN**	.3-3.1	.56	81-90	5
Uranium	mg/l	<.005-.005	.005	86-90	0.02

*UCV: unité de couleur vraie

**UTN: unité néphélométrique de turbidité

note: les valeurs <, >, POS, NEG, et TNI sont exclues lors du calcul de la moyenne

source: MENVIQ, Direction des eaux souterraines et de consommation

Tableau A.2: Qualité bactériologique de l'eau brute obtenue par le MENVIQ

Genre ou catégorie	Unité	Dénombrement min-max	Moyenne	Année
<i>Aeromonas</i>	UFC/100 ml	0->80	17.3	1989-90
BHA (20°C)	UFC/ml	450	450	1990
BHA (35°C)	UFC/ml	290	290	1990
<i>Campylobacter</i>	UFC/100 ml	0	0	1989-90
Coliformes	UFC/100 ml	0->200	4.7	1989-90
Colonies atypiques	UFC/100 ml	>80	x	1990
<i>Giardia</i>	NEG/POS	NEG	NEG	1990
<i>Yersinia</i>	UFC/100 ml	5-460	153	1989-90

*voir notes explicatives au bas de la page

Tableau A.3: Qualité bactériologique de l'eau traitée dans le réseau obtenue par le MENVIQ

Genre ou catégorie	Unité	Dénombrement min-max	Moyenne	Norme	Année
<i>Aeromonas</i>	UFC/100 ml	0->80	27	20(sortie) 200(fin)*	1989-90
BHA (20°C)	UFC/ml	150-640	395	500	1990
BHA (35°C)	UFC/ml	150-570	360	500	1990
<i>Campylobacter</i>	UFC/100 ml	0	0	0	1989-90
Coliformes	UFC/100 ml	0->80	3.99	10	1987-90
Coliformes fécaux	UFC/100 ml	0-20	0.78	0	1987-90
Colonies atypiques	UFC/100 ml	>80	>80	200	1990
<i>Giardia</i>	NEG/POS	NEG	NEG	0	1990
<i>Yersinia</i>	UFC/100 ml	0-150	6.5	0	1989-90

UFC: unité formatrice de colonies

x: impossible de calculer la moyenne

Note: Les valeurs <, >, NEG, POS et TNI sont exclues lors du calcul de la moyenne

*partie du réseau de distribution, normes des Pays-Bas

Source: MENVIQ, Direction des eaux souterraines et de consommation

ANNEXE B

**PLAN DU RESEAU DE DISTRIBUTION
DE LA MUNICIPALITE D'EAST-BROUGHTON STATION**

ANNEXE C

DESCRIPTION DES METHODES D'ANALYSES UTILISEES

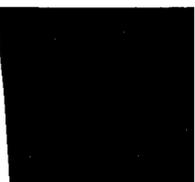
ANNEXE C: DESCRIPTION DES METHODES D'ANALYSES UTILISEES

Les mesures de température ont été prises directement sur le terrain à l'aide d'un thermomètre de verre. Le pH, la turbidité ainsi que la conductivité ont été mesurés au laboratoire à l'arrivée du terrain.

L'analyse de la chlorophylle "a" a été effectuée à l'aide de la méthode fluorimétrique en vigueur aux laboratoires du MENVIQ (Bastien, 1990) sauf que l'échantillon d'eau est filtré sur un filtre de 0.45 um au lieu de 0.8 um afin de récupérer toutes les algues. De plus, un fluorimètre Turner Designs a été utilisé au lieu du fluorimètre Turner modèle III muni d'une lampe bleue F4T5B et de filtres #5.60 et #2.64 du MENVIQ.

L'identification et le dénombrement du phytoplancton ont été effectués au microscope inversé à 400x. Le calcul du nombre de cellules par visée est décrit dans APHA (1980), méthode 1002 F. Les résultats sont présentés en nombre de cellules par ml (une unité = un individu cellulaire, une colonie ou un filament).

L'intensité et l'identification des goûts et des odeurs ont été évalués qualitativement avec la participation de trois citoyens(nes) de la municipalité en question.



ANNEXE D

SOMMAIRE CLIMATOLOGIQUE DU QUEBEC POUR LES MOIS
DE JUIN, JUILLET, AOUT ET SEPTEMBRE 1991

Nom de la station **THETFORD-MINES**

Caractère **PERMANENTE**

Nom de l'observateur **GERARD ROYER**

Mois **JUIN** 1991

Latitude **46** degrés **06** minutes

Longitude **71** degrés **21** minutes

Altitude **381** mètres

Quantité	Température (°C)		Précipitation			Autres phénomènes										Vent (8h00)	
	Maximale	Minimale	Hauteur		Durée	Néige au sol (centimètres entiers)	Brouillard - Brume	Giboulée	Céleste	Orage - Tonnerre	Poussière	Vent violent (> 62 km/h)	Verglas	Visibilité < 400 m.	Nébulosité (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètre/heure)
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Neige (Au dixième de centimètre)													
1	21.0	12.0	0.0	0.0	0.0										08	N	016
2	20.0	9.0	0.0	0.0	0.0										00	N	010
3	21.0	8.0	0.0	0.0	0.0										04	S	010
4	16.0	9.0	0.0	0.0	0.0										04	E	018
5	16.0	7.0	0.0	0.0	0.0										10	E	024
6	22.0	8.0	0.0	0.0	0.0										00	N	012
7	25.0	10.0	0.0	0.0	0.0										00	SW	010
8	23.0	14.0	0.0	0.0	0.0										00	N	016
9	19.0	6.0	0.0	0.0	0.0										00	S	005
10	26.0	12.0	0.4	0.0	0.4										10	SW	020
11	24.0	18.0	0.4	0.0	0.4	2100	2110								06	N	016
12	19.0	10.0	8.4	0.0	8.4	0830	0930								10	E	012
13	17.0	9.0	0.0	0.0	0.0	1400	1420										
14	20.0	4.0	4.0	0.0	4.0	0010	0200								05	NW	032
15	20.0	4.0	4.0	0.0	4.0										05	NW	020
16	13.0	11.0	7.0	0.0	7.0	0001	0100								10	SW	009
17	17.0	10.0	9.0	0.0	9.0	0430	1410								10	SW	009
18	23.0	11.0	0.0	0.0	0.0	1500	1800								10	E	014
19	23.0	12.0	0.0	0.0	0.0	1930	2030								10	E	016
20	27.0	11.0	0.0	0.0	0.0	0620	0630								10	E	016
21	28.0	12.0	0.0	0.0	0.0										00	S	012
22	27.0	14.0	0.4	0.0	0.4										00	S	009
23	27.0	19.0	0.0	0.0	0.0										03	S	008
24	20.0	14.0	0.0	0.0	0.0										02	N	020
25	18.0	5.0	0.0	0.0	0.0										10	N	016
26	23.0	7.0	0.0	0.0	0.0										00	S	008
27	25.0	10.0	0.0	0.0	0.0										10	S	008
28	27.0	11.0	0.0	0.0	0.0										00	S	009
29	27.0	16.0	1.0	0.0	1.0										10	S	010
30	29.0	19.0	0.4	0.0	0.4										10	SW	009
31	27.5	20.0	38.4	0.0	38.4	1620	1640								10	S	032
	19.0	10.0	0.0	0.0	0.0	1900	1940								08	N	018
	19.0	10.0	0.0	0.0	0.0										01	N	008
	19.0	10.0	0.0	0.0	0.0										01	N	008
TOTAL	659.0	338.0	69.4	0.0	69.4												
Moyenne	22.0	11.3															
Moyenne mensuelle			14.7														

PERIODE DE LA NORMALE : 1951-80

Température	Précipitation
Écart à la normale	Pourcentage de la normale
Écart - type	Coefficient de variation

Fréquence de direction des vents									
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C
8h00	3	0	5	0	10	4	6	2	0
18h00	5	0	4	0	2	6	11	2	0

Température maximale	29.0	Quantième	27
Température minimale	4.0	Quantième	14
Pluie maximale	38.4	Quantième	28

Degrés - Jours > 5°C	348.5
Degrés - Jours > 10°C	198.5
Degrés - Jours < 18°C	71.7

Imprimé sur papier recyclé

Quantième	Température (°C)		Précipitation			Autres phénomènes										Vent (8h00)			
	Maximale	Minimale	Hauteur		Total	Durée		Neige au sol (centimètres enfilés)	Brouillard - Brume	Giboulées	Grêle	Orage - Tonnerre	Poussière	Vent violent (> 62 km/h)	Verglas	Visibilité < 400 m.	Météorites (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètre/heure)
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Neige (Au dixième de centimètre)		Début	Fin												
1	18.0	6.0	0.0	0.0	0.0			0									10	M	020
2	22.0	9.0	0.0	0.0	0.0			0									01	N	016
3	26.0	11.0	0.0	0.0	0.0			0									00	E	005
4	27.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0									08	S	008
5	22.0	14.0	9.4	0.0	9.4	2050	2130	0									10	E	005
6	19.0	11.0	7.4	0.0	7.4	0300	1240	0									10	E	005
7	25.0	15.0	0.4	0.0	0.4	1320	1600	0									10	S	005
8	22.0	16.0	8.6	0.0	8.6			0									10	S	005
9	19.0	9.0	0.0	0.0	0.0			0									10	SW	040
10	19.0	10.0	0.0	0.0	0.0			0									08	M	024
11	21.0	10.0	0.0	0.0	0.0			0									07	M	012
12	23.0	8.0	8.0	0.0	8.0	2300		0									00	E	005
13	26.0	14.0	6.2	0.0	6.2			0									10	S	008
14	25.0	15.0	0.0	0.0	0.0	0240	0330	0									10	NE	010
15	24.5	16.0	0.0	0.0	0.0			0									00	S	008
16	26.0	12.0	0.0	0.0	0.0			0									00	S	012
17	25.0	16.0	4.0	0.0	4.0	1600	1720	0									00	S	008
18	27.0	19.0	0.2	0.0	0.2	1850	1940	0									10	S	012
19	31.0	19.0	0.0	0.0	0.0			0									00	S	008
20	31.0	22.0	0.0	0.0	0.0			0									00	SW	012
21	22.0	19.0	9.0	0.0	9.0	0920	1030	0									10	M	005
22	22.0	10.0	5.2	0.0	5.2	2040	2050	0									00	N	016
23	24.0	14.0	1.0	0.0	1.0	0330		0									10	E	008
24	26.0	11.0	0.0	0.0	0.0			0									05	S	012
25	26.0	12.0	0.0	0.0	0.0			0									00	S	008
26	26.0	15.0	4.2	0.0	4.2	1440	1500	0				1					10	S	005
27	23.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0									01	S	005
28	23.0	10.0	0.0	0.0	0.0			0									00	S	008
29	27.0	11.0	0.0	0.0	0.0			0									00	S	005
30	28.0	14.0	1.0	0.0	1.0			0									00	E	008
31	21.0	15.0	3.0	0.0	3.0	0520	0850	0									10	S	008
TOTAL	788.5	410.0	59.6	0.0	59.6			TOTAL	0	0	0	1	0	0	0	0			
Moyenne	25.4	13.2															MOYENNE	5.2	10.2
Moyenne mensuelle	18.5																		

PERIODE DE LA NORMALE : 1951-80

Température	Précipitation
Écart à la normale	Pourcentage de la normale
Moyenne	
Max - type	Coefficient de variation

Fréquence de direction des vents									
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C
8h00	2	1	5	0	17	2	4	0	0
18h00	1	0	2	1	5	9	12	1	0

Température maximale	31.0	Quantième	19
Température minimale	6.0	Quantième	1
Pluie maximale	9.4	Quantième	5
Neige maximale	0.0	Quantième	

Degrés - Jours < 5°C	427.2
Degrés - Jours > 10°C	264.2
Degrés - Jours < 18°C	29.5

Imprimé sur papier recyclé

Nom de la station **THETFORD-MINES** Caractère **PERMANENTE**
Nom de l'observateur **GERARD ROYER** Mois **AOUT** 1991
Latitude **46** degrés **06** minutes Longitude **71** degrés **21** minutes Altitude **381** mètres

Quantité	Température (°C)		Précipitation				Autres phénomènes								Vent (8h00)				
	Maximale	Minimale	Hauteur			Durée		Néige au sol (centimètres entiers)	Brouillard - Brume	Cataclysme	Grêle	Orage - Tonnerre	Poudrenne	Vent violent (> 62 km/h)	Visibilité ≤ 400 m.	Nébulosité (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètres/heure)	
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Neige (Au dixième de centimètre)	Total (Au dixième de millimètre)	Début	Fin												
1	26.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0							10		W	005	
2	23.0	14.0	0.0	0.0	0.0	1330	1340	0							05		S	005	
3	26.0	12.0	0.0	0.0	0.0			0							00		S	008	
4	23.0	14.0	20.0	0.0	20.0	2300		0							08		E	012	
5	19.0	13.0	1.6	0.0	1.6	0710	0840	0							10		E	012	
6	23.0	10.0	0.0	0.0	0.0	1320	1400	0							02		S	005	
7	25.0	12.0	0.0	0.0	0.0			0							00		S	005	
8	27.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0							01		S	005	
9	27.0	15.0	11.0	0.0	11.0	1250	1500	0							05		E	005	
10	16.0	14.0	10.6	0.0	10.6	0850	0830	0							10		E	012	
11	21.0	15.0	6.4	0.0	6.4	0540	0630	0							10		SW	016	
12	23.0	12.0	0.0	0.0	0.0	1300	1740	0							08		N	008	
13	27.5	16.0	0.0	0.0	0.0			0							00		S	008	
14	28.0	16.0	0.0	0.0	0.0			0							01		S	008	
15	27.0	15.0	1.0	0.0	1.0			0							00		SW	005	
16	22.0	17.0	0.0	0.0	0.0	0050	0100	0							10		W	016	
17	29.0	16.0	6.0	0.0	6.0			0							00		S	005	
18	22.0	18.0	5.0	0.0	5.0	0650	0910	0							10		SW	016	
19	19.0	11.0	10.0	0.0	10.0	1210	1410	0							10		E	016	
20	21.0	11.0	2.4	0.0	2.4		0040	0							00		E	016	
21	16.0	11.0	17.2	0.0	17.2	0750	0910	0							10		E	016	
22	23.0	14.0	2.0	0.0	2.0	1050	1250	0							10		S	016	
23	17.0	12.0	0.0	0.0	0.0	0220	0300	0							10		S	016	
24	19.0	5.0	0.0	0.0	0.0	2100	2200	0							02		W	018	
25	23.0	8.0	0.2	0.0	0.2			0							01		SE	008	
26	25.0	14.0	26.4	0.0	26.4			0							00		E	008	
27	25.5	20.0	18.0	0.0	18.0	0550	0910	0							10		SW	016	
28	24.0	18.0	0.0	0.0	0.0	1720	2040	0							10		S	016	
29	24.0	14.0	0.0	0.0	0.0	0550	0710	0							10		S	005	
30	26.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0							00		S	005	
31	27.5	17.0	19.0	0.0	19.0	1650	2030	0							00		S	012	
31	17.0	11.0	0.0	0.0	0.0			0							10		N	012	
TOTAL	715.5	423.0	157.4	0.0	157.4			TOTAL	0	0	0	5	0	0	0				
Moyenne	23.1	13.6													MOYENNE	5.3			10.3
Moyenne mensuelle			18.6																

PERIODE DE LA NORMALE : 1951-80

Température		Précipitation	
Écart à la normale	-----	Pourcentage de la normale	-----
Écart - type	-----	Coefficient de variation	-----

	Fréquence de direction des vents								
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C
8h00	2	0	8	1	13	4	3	0	0
18h00	3	0	9	0	5	5	9	0	0

Température maximale	29.0	Quantité	17
Température minimale	5.0	Quantité	24
Pluie maximale	26.4	Quantité	26
Neige maximale	0.0	Quantité	

Degrés - Jours > 5°C	414.2
Degrés - Jours > 10°C	259.2

Quantité	Température (°C)		Précipitation				Autres phénomènes							Vent (8h00)					
	Maximale	Minimale	Hauteur			Durée		Neige au sol (centimètres enlévés)	Brouillard - Eau	Géroule	Grêle	Orage - Tonnerre	Foudre	Vent violent (> 62 km/h)	Verges	Visibilité < 400 m.	Nébulosité (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètre-heure)
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Neige (Au dixième de centimètre)	Total (Au dixième de millimètre)	Début	Fin												
1	14.0	4.0	0.0	0.0	0.0											01	W	008	
2	17.0	4.0	0.0	0.0	0.0											03	S	008	
3	23.0	9.0	1.6	0.0	1.6											00	W	008	
4	18.0	14.0	1.0	0.0	1.0	0710	0910									10	SW	016	
5	21.0	9.0	0.0	0.0	0.0											00	S	005	
6	22.0	11.0	0.2	0.0	0.2											10	E	008	
7	23.0	9.0	0.0	0.0	0.0											00	W	005	
8	20.5	10.5	0.0	0.0	0.0											00	SE	005	
9	17.0	1.0	0.0	0.0	0.0	2210	2320									00	S	005	
10	21.5	11.0	2.0	0.0	2.0											02	S	005	
11	13.0	7.0	0.0	0.0	0.0											08	N	032	
12	12.0	3.0	0.0	0.0	0.0											00	NW	016	
13	14.0	1.0	0.0	0.0	0.0											00	S	008	
14	19.0	9.0	0.0	0.0	0.0											10	S	005	
15	17.0	7.0	12.0	0.0	12.0	1400	2030		1					1	10	E	005		
16	23.5	13.5	2.2	0.0	2.2											10	S	010	
17	21.5	16.0	0.0	0.0	0.0	0410	0420									10	SW	018	
18	21.0	5.0	22.2	0.0	22.2	2130							1			01	S	005	
19	10.0	8.0	2.4	0.0	2.4	0600	0720									10	S	008	
20	9.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0900	1020									01	W	008	
21	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0											00	W	016	
22	15.0	0.0	0.0	0.0	0.0											00	S	005	
23	15.0	5.0	2.4	0.0	2.4	1630	1720									10	S	005	
24	11.0	6.0	8.0	0.0	8.0											10	SW	016	
25	8.0	4.0	14.2	0.0	14.2	0330	1750									10	E	014	
26	12.0	5.0	3.0	0.0	3.0	1940	2020									10	E	010	
27	9.0	4.0	0.0	0.0	0.0											10	S	032	
28	6.0	2.0	2.4	0.0	2.4	1310	1330									10	W	010	
29	3.0	-2.0	8.0	1.0	9.0	1610	1630									10	N	005	
30	8.5	-3.0	4.4	0.0	4.4	1000	1450									10	N	005	
31						1600	1720		1							00	W	005	

TOTAL	456.5	174.0	86.0	1.0	87.0	TOTAL	1	0	0	0	1	0	1					
Moyenne	15.2	5.8				MOYENNE										5.2		10.2
Moyenne mensuelle	10.5		PERIODE DE LA NORMALE : 1961-90															

Température		Précipitation	
Écart à la normale	-1.6	Pourcentage de la normale	75
Écart - type	1.4	Coefficient de variation	35.0

Fréquence de direction des vents									
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C
8h00	2	0	4	1	12	3	7	1	
18h00	5	0	1	1	7	2	14	0	

Température maximale	23.5	Quantième	16
Température minimale	-3.0	Quantième	30
Pluie maximale	22.2	Quantième	18

Degrés - Jours > 5°C	173.0
Degrés - Jours > 10°C	68.0

ANNEXE E

**DONNEES BRUTES SUR LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE
ET BIOLOGIQUE DE L'EAU**



Tableau E.1: Qualités physico-chimique et biologique de l'eau à la station 1

Paramètre	unité	Date									moyenne	norme
		3/6/91	17/6/91	2/7/91	15/7/91	29/7/91	12/8/91	26/8/91	9/9/91	23/9/91		
température	°C	13.50	15.50	16.50	16.00	18.70	17.50	17.00	17.00	14.00	16.20	15
pH	unité	6.30	6.40	6.60	6.20	6.80	6.30	6.40	6.30	6.40	6.40	6.5-8.5
conductivité	umhos/cm	36.70	33.20	36.20	44.40	24.90	26.50	27.80	27.80	28.60	31.80	800
turbidité	UTN*	0.43	0.45	0.51	0.46	0.55	0.76	0.55	0.58	0.71	0.55	5
couleur	UCV**	13.20	13.30	16.20	11.80	12.80	12.00	8.56	10.52	10.82	12.10	15
DOC***	mg/l	3.10	3.10	3.70	3.40	2.70	3.10	4.00	3.90	2.80	3.30	x
chlorophylle "a"	ug/l	2.53	6.77	3.59	5.20	3.26	3.29	2.55	1.80	2.97	3.55	x

*UTN: unité néphélobométrique de turbidité

**UCV: unité de couleur vraie

***DOC: carbone organique dissous

x: donnée inexistante

Tableau E.2: Qualités physico-chimique et biologique de l'eau à la station 2

Paramètre	unité	Date									moyenne	norme
		3/6/91	17/6/91	2/7/91	15/7/91	29/7/91	12/8/91	26/8/91	9/9/91	23/9/91		
température	°C	13.50	16.50	16.50	16.50	18.70	18.00	17.00	17.00	14.00	16.40	15
pH	unité	6.40	6.60	6.30	6.10	6.680	6.30	6.60	6.50	6.40	6.40	6.5-8.5
conductivité	umhos/cm	37.80	33.30	39.10	36.70	27.10	26.80	29.00	32.20	31.60	32.60	800
turbidité	UTN*	0.43	0.47	0.65	0.50	0.60	0.94	0.60	0.61	0.71	0.61	5
couleur	UCV**	12.70	12.60	15.40	10.80	12.2	11.00	8.83	9.40	9.23	11.40	15
DOC***	mg/l	3.50	2.70	3.70	3.40	2.80	3.20	3.83	3.99	2.80	3.30	x
chlorophylle "a"	ug/l	2.26	5.12	3.08	3.33	2.97	3.44	2.64	2.01	1.96	2.96	x

*UTN: unité néphélobométrique de turbidité

**UCV: unité de couleur vraie

***DOC: carbone organique dissous

x: donnée inexistante

Tableau E.3: Qualités physico-chimique et biologique de l'eau à la station 3

Paramètre	unité	Date									moyenne	norme
		3/6/91	17/6/91	2/7/91	15/7/91	29/7/91	12/8/91	26/8/91	9/9/91	23/9/91		
température	°C	12.00	14.50	16.00	17.00	17.50	17.50	17.50	18.00	19.00	16.60	15
pH	unité	6.20	6.30	6.50	5.50	6.60	6.30	6.60	6.40	6.50	6.30	6.5-8.5
conductivité	umhos/cm	37.60	36.30	40.20	36.40	26.50	28.20	29.50	30.20	32.00	33.00	800
turbidité	UTN*	0.40	0.47	0.56	0.44	0.52	0.71	0.52	0.56	1.40	0.62	5
couleur	UCV**	11.90	12.00	14.70	9.90	12.00	10.00	8.11	8.76	16.03	11.40	15
DOC***	mg/l	3.10	2.30	3.30	3.70	2.70	3.00	3.10	3.60	2.80	3.10	x
chlorophylle "a"	ug/l	1.78	2.45	2.09	1.34	2.31	2.13	1.96	1.17	1.94	1.91	x

*UNT: unité néphélométrique de turbidité

**UCV: unité de couleur vraie

***DOC: carbone organique dissous

x: donnée inexistante

Tableau E.4: Qualités physico-chimique et biologique de l'eau à la station 4

Paramètre	unité	Date									moyenne	norme
		3/6/91	17/6/91	2/7/91	15/7/91	29/7/91	12/8/91	26/8/91	9/9/91	23/9/91		
température	°C	14.50	15.50	16.00	17.50	19.00	17.50	18.00	18.00	18.00	17.1	15
pH	unité	6.30	6.50	6.50	5.80	6.70	6.30	6.50	6.40	6.30	6.40	6.5-8.5
conductivité	umhos/cm	35.40	40.50	36.80	36.70	28.00	29.70	29.40	31.30	31.80	33.30	800
turbidité	UTN*	0.45	0.42	0.59	0.49	0.55	0.84	0.58	0.58	0.61	0.58	5
couleur	UCV**	12.10	11.80	14.40	10.40	11.80	10.60	8.38	8.20	8.85	10.70	15
DOC***	mg/l	3.20	2.30	30.00	3.20	3.00	3.00	3.30	3.90	2.80	3.10	x
chlorophylle "a"	ug/l	1.21	2.82	2.46	1.56	2.53	2.02	1.85	1.12	2.53	2.01	x

*UTN: unité néphélogométrique de turbidité

**UCV: unité de couleur vraie

***DOC: carbone organique dissous

x: donnée inexistante

Tableau E.5: Qualités physico-chimique et biologique de l'eau à la station 5

Paramètre	unité	Date									moyenne	norme
		3/6/91	17/6/91	2/7/91	15/7/91	29/7/91	12/8/91	26/8/91	9/9/91	23/9/91		
température	°C	13.70	15.50	16.30	16.50	19.00	18.50	18.00	18.00	18.00	17.10	15
pH	unité	6.40	6.50	6.30	5.60	6.60	6.30	6.50	6.50	6.40	6.30	6.5-8.5
conductivité	umhos/cm	39.50	41.50	34.70	35.20	28.00	28.30	29.80	34.50	31.50	33.70	800
turbidité	UTN*	0.43	0.46	0.54	0.47	0.56	0.96	0.51	0.54	0.65	0.57	5
couleur	UCV**	11.80	12.20	14.90	9.60	12.40	10.70	7.57	8.48	8.37	10.70	15
DOC***	mg/l	3.11	2.30	3.40	3.40	2.70	3.00	2.78	3.90	2.69	3.03	x
chlorophylle "a"	ug/l	0.68	2.46	2.13	1.41	2.71	2.20	1.36	1.10	2.22	1.81	x

*UTN: unité néphéométrique de turbidité

**UCV: unité de couleur vraie

***DOC: carbone organique dissous

x: donnée inexistante



ANNEXE F

**IDENTIFICATION ET DENOMBREMENT DU
PHYTOPLANCTON A LA STATION 1**



Tableau F.1: Liste des genres de Cyanobactéries et d'algues retrouvés à la station 1

Cyanophyceae		Bacillariophyceae	Chrysophyceae	Cryptophyceae	Chlorophyceae
<i>Anabaena</i>	<i>Gleotheca</i>	<i>Asterionella</i>	<i>Ceratium</i>	<i>Cryptomonas</i>	<i>Arthrodesmus</i>
<i>Ankistrodesmus</i>	<i>Gomphosphaeria</i>	<i>Cyclotella</i>	<i>Conradocystis</i>		<i>Coccomyxa</i>
<i>Aphanocapsa</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Eunotia</i>	<i>Dinobryon</i>		<i>Cosmarium</i>
<i>Aphanothece</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Navicula</i>	<i>Mallomonas</i>		<i>Crucigenia</i>
<i>Chroococcus</i>	<i>Myxosarcina</i>	<i>Tabellaria</i>			<i>Scenedesmus</i>
<i>Coelospharium</i>	<i>Oocystis</i>				<i>Sphaerocystis</i>
<i>Cyanoduction</i>	<i>Oscillatoria</i>				<i>Staurastrum</i>
<i>Dermocarpa</i>	<i>Pleurocapsa</i>				

Tableau F.2: Dénombrement du phytoplancton à la station 1

Classe	unité*	Date								
		3/6/91	17/6/91	2/7/91	15/7/91	29/7/91	12/8/91	26/8/91	9/9/91	23/9/91
Bacillariophyceae	nb ϕ /ml	49	139	297	163	89	3	x	68	52
Chlorophyceae	nb ϕ /ml	26	18	5	17	12	18	x	15	11
Chrysophyceae	nb ϕ /ml	152	1383	199	613	98	83	x	32	9
Cryptophyceae	nb ϕ /ml	65	21	33	30	18	18	x	3	9
Cyanophyceae	nb ϕ /ml	43	88	79	216	267	371	x	169	361
Total	nb ϕ /ml	335	1649	613	1039	484	493	x	287	442

note: les valeurs ont été arrondies

x: données manquantes

*nb ϕ /ml: nombre de cellules par millilitre

Tableau F.3: Genre dominant pour chaque classe de phytoplancton à la station 1

Date	Classe					Genre dominant
	Bacillariophyceae	Chlorophyceae	Chrysophyceae	Cryptophyceae	Cyanophyceae	
3/6/91	<i>Asterionella</i> 21	<i>Coccomyxa</i> 14	<i>Mallomonas</i> 152	<i>Cryptomonas</i> 66	<i>Aphanothece</i> 18	<i>Mallomonas</i>
17/6/91	<i>Cyclotella</i> 96	<i>Crucigenia</i> 15	<i>Mallomonas</i> 1241	<i>Cryptomonas</i> 21	<i>Aphanocapsa</i> 36	<i>Mallomonas</i>
2/7/91	<i>Asterionella</i> 170	<i>Staurastrum</i> 5	<i>Mallomonas</i> 143	<i>Cryptomonas</i> 33	<i>Microcystis</i> 45	<i>Asterionella</i>
15/7/91	<i>Tabellaria</i> 89	<i>Staurastrum</i> 9	<i>Mallomonas</i> 536	<i>Cryptomonas</i> 30	<i>Aphanothece</i> 101	<i>Mallomonas</i>
29/7/91	<i>Tabellaria</i> 63	<i>Sphaerocystis</i> 9	<i>Dinobryon</i> 98	<i>Cryptomonas</i> 18	<i>Gomphosphearia</i> 110	<i>Gomphosphearia</i>
12/8/91	<i>Melosira</i> 3	<i>Staurastrum</i> 9	<i>Dinobryon</i> 80	<i>Cryptomonas</i> 18	<i>Chroococcus</i> 179	<i>Chroococcus</i>
26/8/91	x x	x x	x x	x x	x x	x
9/9/91	<i>Melosira</i> 63	<i>Sphaerocystis</i> 9	<i>Dinobryon</i> 30	<i>Cryptomonas</i> 3	<i>Dermocarpa</i> 45	<i>Melosira</i>
23/9/91	<i>Melosira</i> 38	<i>Staurastrum</i> 5	<i>Dinobryon</i> 9	<i>Cryptomonas</i> 9	<i>Chroococcus</i> 205	<i>Chroococcus</i>

note: le chiffre indique le nombre de cellules ou colonies par millilitre en valeur arrondie

x: donnée manquante

ANNEXE G

**DONNEES BRUTES POUR L'IDENTIFICATION
DES GOUTS ET DES ODEURS DANS LE RESEAU**

Tableau G.1: Identification des goûts et des odeurs au niveau du réseau

Date	Station 3	Station 4	Station 5
3/6/91	x	terre, poisson	terre
17/6/91	poisson, terre	terre	terre
2/6/91	poisson, terre	poisson, terre	terre, rouille
15/7/91	terre, marécage	terre	terre
29/7/91	fer, rouille	terre	terre
12/8/91	fer, rouille	terre	terre
26/8/91	terre, marécage	terre	terre
9/9/91	terre, marécage	terre	terre
23/9/91	terre, marécage	terre	terre

x: donnée manquante

Tableau G.2: Intensité des odeurs à 17°C et à 35°C

Date	Station 3		Station 4		Station 5	
	17°C	35°C	17°C	35°C	17°C	35°C
3/6/91	x	x	0	1	0	1
17/6/91	1	0	0	0	1	2
2/7/91	1	1	1	2	1	2
15/7/91	1	1	1	1	2	3
29/7/91	0	1	2	3	2	3
12/8/91	0	1	1	3	1	2
26/8/91	1	2	1	2	1	1
9/9/91	1	2	1	2	1	1
23/9/91	1	2	0	1	1	1

x: donnée manquante

Tableau G.3: Intensité des goûts à 17°C et à 35°C

Date	Station 3		Station 4		Station 5	
	17°C	35°C	17°C	35°C	17°C	35°C
3/6/91	x	x	1	2	1	3
17/6/91	2	2	1	2	1	3
2/7/91	1	1	1	3	1	2
15/7/91	1	1	1	1	2	2
29/7/91	1	2	3	3	2	2
12/8/91	1	2	1	3	1	2
26/8/91	1	2	1	2	1	1
9/9/91	1	2	1	2	1	1
23/9/91	2	3	1	2	2	3

x: donnée manquante

ANNEXE H

DONNEES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES
MOYENNES DE L'EAU EN 1989

Tableau H.1: Données physico-chimiques et biologiques moyennes de l'eau en 1989

Lessard (1989).

Paramètre	unité	sources	lac	réservoir	robinet
azote ammoniacal	mg/l	0.02	0.03	0.02	0.02
azote total	mg/l	0.27	0.41	0.33	0.27
chlorophylle "a"	mg/m ³	2.30	5.22	7.73	4.08
carbone inorganique dissous	mg/l	1.17	1.40	1.40	1.73
carbone organique dissous	mg/l	4.66	4.03	3.80	3.75
fer	mg/l	0.09	0.07	0.02	0.05
manganèse	mg/l	0.02	0.01	0.02	0.01
nitrites-nitrates	mg/l	0.13	0.17	0.13	0.11
orthophosphates	mg/l	<0.01	0.01	<0.01	<0.01
pH	unité	6.48	7.06	6.78	6.89
phosphore total	mg/l	0.01	0.01	0.02	0.01
potentiel de fertilité	mg d'algues/l	0.14	0.15	1.33	0.06
silice	mg/l	3.43	0.71	0.45	0.50



ANNEXE I

**CALCULS DETAILLES DES PARAMETRES
DE DESIGN DU SYSTEME PILOTE PROPOSE**

ANNEXE I: CALCULS DETAILLÉS DES PARAMÈTRES DE DESIGN DU SYSTÈME PILOTE PROPOSÉ

Certains paramètres de design ont été calculés à l'aide des formules suivantes:

$$\text{EBCT} = \text{profondeur du lit de CAG (m)} / \text{vitesse superficielle (m/s)}$$

$$\text{EBCT} = \text{volume du lit de CAG (m}^3\text{)} / \text{débit (m}^3\text{/h)}$$

Détermination de la vitesse superficielle:

$$v = \text{profondeur du lit de CAG} / \text{EBCT}$$

$$v = 80 \text{ cm} / 8.3 \text{ minutes} = 9.639 \text{ cm/min} = 5.8 \text{ m/h}$$

Détermination du volume de CAG par colonne

$$V = \pi r^2 h$$

$$V = \pi (2.54 \text{ cm})^2 (100 \text{ cm}) = 1621.5 \text{ cm}^3$$

Détermination du débit

$$Q = V / \text{EBCT}$$

$$Q = 1621.5 \text{ cm}^3 / 8.3 \text{ min} = 280.4 \text{ cm}^3/\text{min}$$

$$Q = 16.8 \text{ l/h}$$

$$Q = 403.8 \text{ l/j}$$

Détermination de la masse de CAG par colonne

$$\text{masse CAG} = D \times V \times 0.85$$

$$\begin{aligned} \text{masse CAG} &= 1.4 \text{ g CAG/cm}^3 \times 1621.5 \text{ cm}^3 \times 0.85 \\ &= 1929.5 \text{ g CAG} = 1.9 \text{ kg CAG/colonne} \end{aligned}$$

ANNEXES: RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BASTIEN, C. (1990).

Dosage de la chlorophylle "a" par la méthode fluorimétrique.

Direction des laboratoires, module de biologie et de toxicité, Ministère de l'Environnement du Québec, 8 pages.

LESSARD, S. (1989).

Caractérisation de la qualité physico-chimique et biologique des eaux du Lac du Cinq. Rapport de fin d'études de premier cycle, Département de biologie, Université Laval, 92 pages.