

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**Mémoire présenté à**

**l'Institut National de la Recherche Scientifique**

**(INRS-Eau)**

**comme exigence partielle  
de la  
Maîtrise ès Sciences de l'Eau**

**p a r**

**Sylvie Lessard  
B. Sc. Biologie**

**Identification des causes des nuisances organoleptiques  
d'une eau lacustre à potabiliser  
et proposition d'un procédé de traitement**

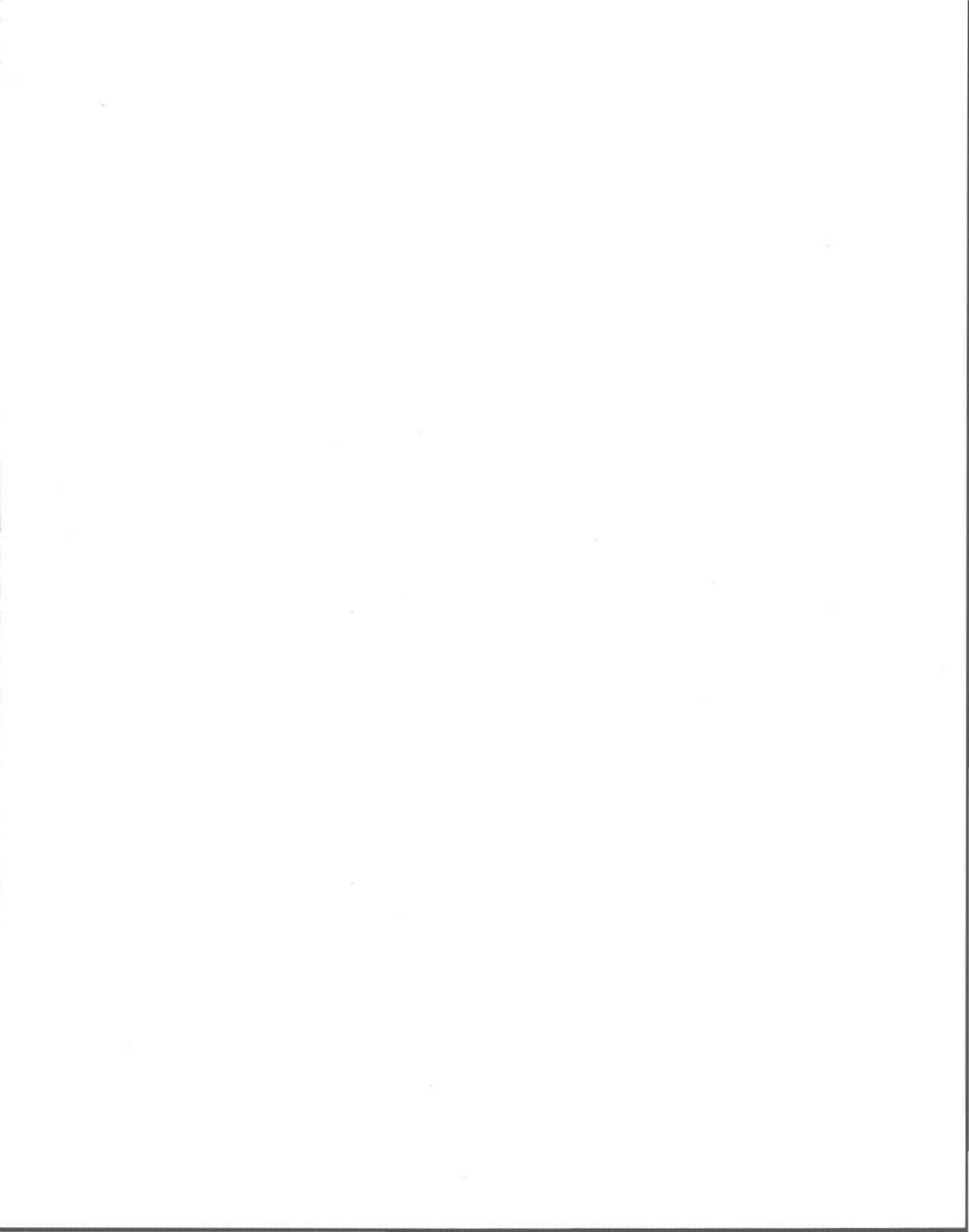
**septembre 1993**



## DÉDICACE

Je dédie ce mémoire à mes parents,  
Réginald et Monique,  
en guise de remerciement pour m'avoir guidée  
tout au long de ma vie au mieux de leur connaissance.

Je porte également une attention spéciale à  
Richard,  
qui est pour moi un exemple de volonté, de courage,  
de force de caractère et de travailleur acharné.  
Bonne chance aux Industries Canatal!

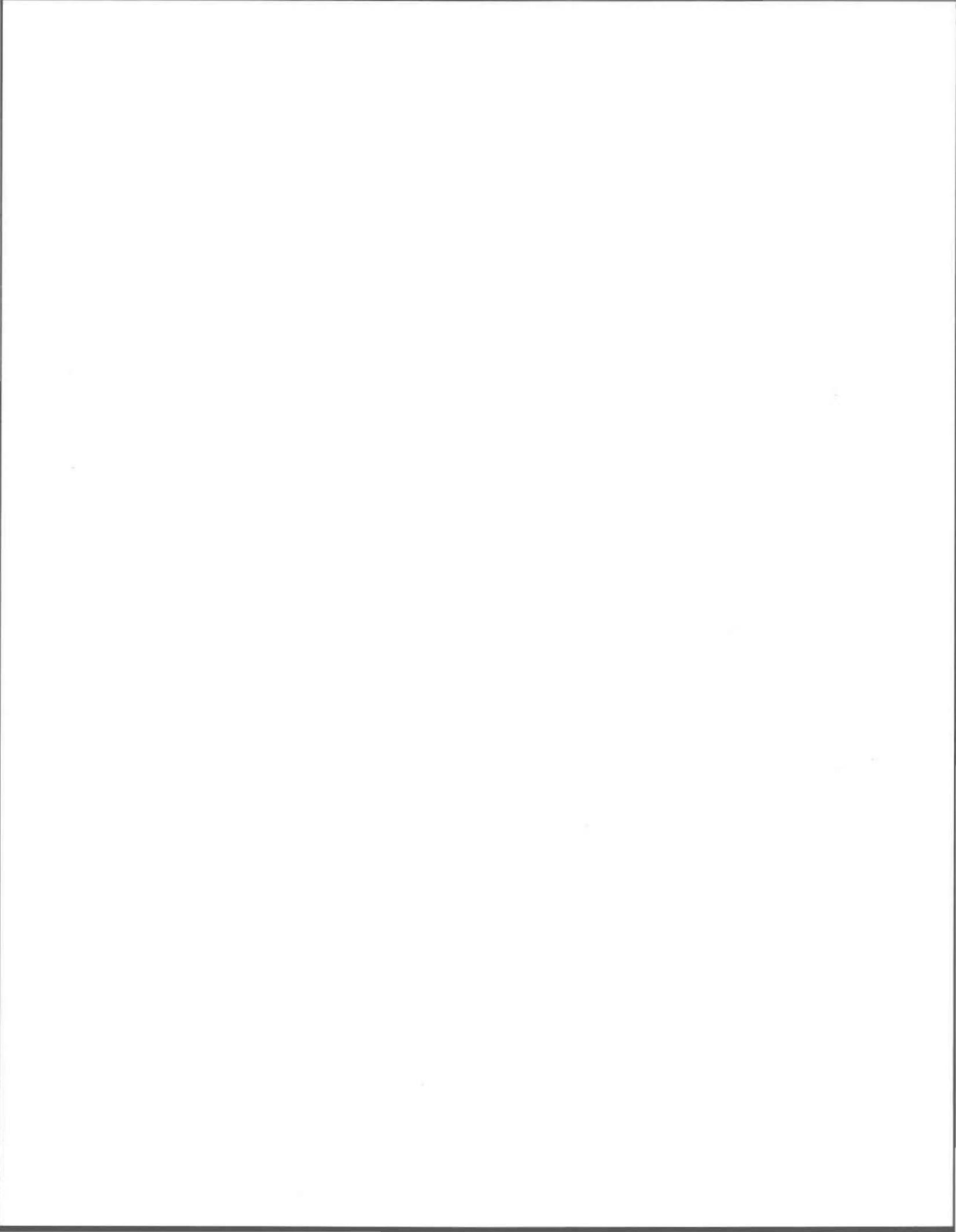


## REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mon directeur de recherche, le Dr. Denis Couillard, pour m'avoir fait bénéficier de son expertise scientifique et de son support moral. Mes remerciements s'adressent également à mon co-directeur, le Dr. Pierre Lafrance, pour l'aide accordée à la réalisation de ce mémoire. Je remercie sincèrement M. Eric van Bochove pour son aide concernant l'utilisation des logiciels Macintosh. Je tiens à remercier M. Luc Perrault pour ses explications concernant le traitement statistique des données. Je suis également fort reconnaissante envers les techniciens du laboratoire de l'INRS-Eau, particulièrement monsieur Bernard Veilleux, pour m'avoir donné toute l'aide technique dont j'avais besoin.

Je remercie monsieur Alain Riopel de la Direction des eaux souterraines et de consommation du ministère de l'Environnement du Québec, pour m'avoir fourni des informations et des résultats concernant la qualité de l'eau potable d'East-Broughton station.

La réalisation de ce mémoire n'aurait pas été possible sans le soutien financier de la municipalité d'East-Broughton station et de l'Association de Chasse et de Pêche des Cantons de Broughton Inc. Je remercie les employés de cette municipalité, messieurs Normand Guay et Laurent Gravel pour leur compréhension lors de la cueillette d'échantillons au poste de chloration. Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers les citoyens(nes) qui ont participé à l'évaluation qualitative de l'eau potable concernant les goûts et les odeurs; ces personnes sont monsieur Marius Ferland, madame Monique Lessard et madame Isabelle Cloutier.



## RÉSUMÉ

La qualité organoleptique de l'eau potable est importante, car les goûts, les odeurs, la couleur et la turbidité sont directement évalués par le consommateur qui accepte ou refuse le produit. Les problèmes de goûts et d'odeurs sont connus à travers le monde et ont pour origine une variété de sources. Au Québec, on a repéré une petite municipalité beauceronne, East-Broughton station, dont l'eau potable 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 cette eau, avant et après traitement au bioxyde de chlore, puis dans le réseau de distribution. L'analyse qualitative des goûts et des odeurs présents dans l'eau potable d'East-Broughton station, a été réalisée avec la participation de trois citoyens(nes) résidents de la municipalité concernée. Les résultats indiquent 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 les produits de leur métabolisme en relation avec certains goûts et odeurs. Des analyses de chlorophylle "a" ainsi que l'identification et le dénombrement des organismes phytoplanctoniques présents dans l'eau ont été effectuées afin de vérifier s'il y a un lien entre d'une part les goûts et les odeurs et d'autre part le phytoplancton. Les résultats montrent effectivement qu'il y a présence de chlorophylle "a" à toutes les stations d'échantillonnage. Environ 17 genres de phytoplancton sont retrouvés dans l'eau à l'été 1991. Les genres rencontrés le plus souvent sont *Mallomonas*, *Asterionella*, *Gomphospheria*, *Chroococcus* et *Melosira*. Le genre *Mallomonas* est complètement détruit par le bioxyde de chlore; par contre, sa destruction est susceptible d'entraîner la libération de produits du métabolisme responsables de certains goûts et odeurs dans l'eau. 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 éventuellement de vecteur de transport et de nourriture aux

bactéries. Certains genres comme *Oscillatoria* sont susceptibles de 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 l'eau du réseau de distribution d'East-Broughton station, ont permis de caractériser les variations temporelles de ces paramètres. La Direction des eaux souterraines et de consommation du ministère de l'Environnement du Québec nous a aussi fourni des résultats au sujet de la qualité de l'eau potable de cette municipalité. Ces résultats 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 qui peut favoriser à la fois la croissance de bactéries à l'intérieur du réseau et la formation de composés halogènes suite à la chloration de l'eau. Les analyses microbiologiques indiquent qu'une partie des goûts et des odeurs pourrait provenir des bactéries vivant dans les conduites du réseau, vraisemblablement par suite de la libération de produits du métabolisme.

Suite à l'étude de la littérature au sujet des problèmes de goûts et d'odeurs dans l'eau potable et leur traitement, des solutions ont été proposées pour tenter de remédier aux problèmes du réseau étudié. Le protocole de traitement proposé contient quatre procédés différents du traitement actuel. 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 bioxyde de chlore suivie d'une filtration sur CAG. Une troisième méthode comporte une pré-chloration suivie de la filtration sur CAG et d'une post-désinfection avec le bioxyde de chlore. La quatrième solution comprend la filtration sur CAG suivie d'une post-désinfection avec le bioxyde de chlore. L'efficacité potentielle de tous ces procédés sera discutée et comparée à celle du traitement actuel qui consiste en une seule désinfection au bioxyde de chlore.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>DÉDICACE.....</b>	<b>i</b>
<b>REMERCIEMENTS.....</b>	<b>iii</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>v</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES.....</b>	<b>vii</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>xii</b>
<b>LISTE DES FIGURES.....</b>	<b>xiii</b>
<b>LISTE DES ABRÉVIATIONS.....</b>	<b>xvii</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 1: REVUE DE LITTÉRATURE.....</b>	<b>3</b>
1.1 Problèmes de nuisances organoleptiques dans l'eau potable.....	5
1.2 Causes des nuisances organoleptiques.....	6
1.3 Méthodes pour évaluer la qualité organoleptique de l'eau.....	8
1.4 Techniques utilisées pour identifier les composés donnant des goûts et des odeurs.....	10
1.5 Méthodes de traitement.....	10
1.5.1 Prévention de la croissance.....	10
1.5.2 Coagulation/sédimentation/filtration.....	11
1.5.3 Aération.....	12
1.5.4 Dégradation par irradiation.....	12
1.5.5 Oxydation.....	12
1.5.6 Charbon actif.....	15
1.5.7 Charbon actif biologique.....	16
1.6 Dégradation de la qualité de l'eau dans les systèmes de distribution.....	17
1.6.1 Colonisation bactérienne des conduites d'un réseau de distribution.....	17
1.6.2 Résistance des microorganismes aux agents désinfectants.....	19

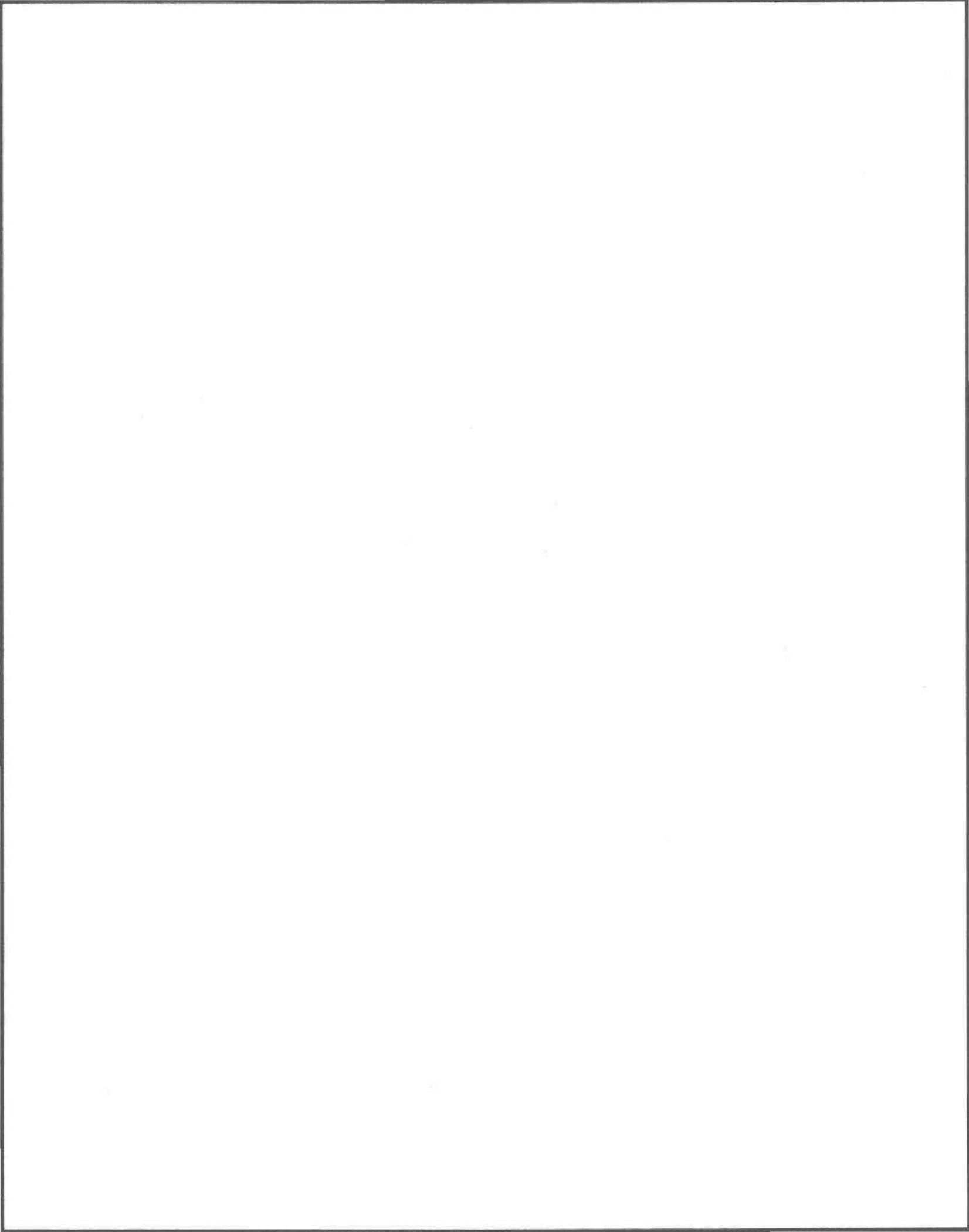
1.7	Réglementation sur l'eau potable.....	20
1.8	But, hypothèse et objectifs de l'étude.....	22
<b>CHAPITRE 2: MATÉRIEL ET MÉTHODES.....</b>		<b>25</b>
2.1	Mise en situation.....	27
2.2	Description sommaire du réseau de distribution d'eau potable.....	27
2.3	Choix des paramètres.....	28
2.4	Stations, fréquence et méthode d'échantillonnage.....	28
2.5	Méthodes d'analyse des paramètres physico- chimiques, biologiques et esthétiques.....	29
2.6	Conditions météorologiques.....	31
2.7	Traitement statistique des données.....	32
<b>CHAPITRE 3: RÉSULTATS ET DISCUSSION.....</b>		<b>35</b>
3.1	Température.....	40
3.2	pH.....	42
3.3	Conductivité électrique.....	44
3.4	Turbidité.....	46
3.5	Couleur.....	48
3.6	Carbone organique dissous.....	50
3.7	Bactéries dans le réseau de distribution.....	52
3.7.1	Analyse bactériologique.....	52
3.8	Biomasse chlorophyllienne.....	55
3.9	Phytoplancton.....	58
3.9.1	Le phytoplancton et le développement de goûts et d'odeurs.....	58
3.9.2	Le phytoplancton dans l'eau potable d'East- Broughton station.....	60
3.10	Goûts et odeurs.....	63

<b>CHAPITRE 4: PROPOSITION D'UNE FILIÈRE DE TRAITEMENT ET D'UNE USINE PILOTE POUR L'EAU D'EAST- BROUGHTON STATION.....</b>	<b>69</b>
4.1 Introduction.....	71
4.2 Charbon actif.....	71
4.3 Avantages du CAG par rapport au CAP.....	72
4.4 Contrôle des goûts et des odeurs.....	73
4.5 Durée de vie des filtres adsorbants.....	74
4.5.1 Compétition de l'adsorption sur CAG.....	74
4.5.2 Composés appliqués en petites concentrations sur CAG.....	75
4.5.3 Biodégradation des composés dans le filtre.....	75
4.6 Proposition d'une usine pilote pour le traitement de l'eau potable d'East-Broughton station.....	77
4.7 Considération de cinq traitements.....	78
4.7.1 Bioxyde de chlore seul.....	78
4.7.2 CAG seul.....	79
4.7.3 Bioxyde de chlore + CAG.....	79
4.7.4 CAG + bioxyde de chlore.....	80
4.7.5 Bioxyde de chlore + CAG + bioxyde de chlore.....	81
4.8 Suggestion de montages pilotes.....	82
4.9 Stratégie d'échantillonnage.....	83
4.10 Conception du montage pilote.....	85
<b>CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....</b>	<b>87</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>93</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>113</b>
ANNEXE A: QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE DE L'EAU DE DISTRIBUTION D'EAST-BROUGHTON STATION (DIRECTION DES EAUX SOUTERRAINES ET DE CONSOMMATION, MENVIQ).....	115

ANNEXE B: PLAN DU RÉSEAU DE DISTRIBUTION D'EAST-BROUGHTON STATION .....	121
ANNEXE C: COMPLÉMENT DES MÉTHODES D'ANALYSES UTILISÉES .....	125
ANNEXE D: SOMMAIRE CLIMATOLOGIQUE DE THETFORD-MINES POUR LES MOIS DE JUIN, JUILLET, AOÛT ET SEPTEMBRE 1991.....	129
ANNEXE E: DONNÉES BRUTES SUR LA QUALITÉ PHYSICO- CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE L'EAU .....	135
ANNEXE F: IDENTIFICATION ET DÉNOMBREMENT DU PHYTOPLANCTON À LA STATION 1 .....	143
ANNEXE G: DONNÉES BRUTES POUR L'IDENTIFICATION DES GOÛTS ET DES ODEURS AU NIVEAU DU RÉSEAU .....	149
ANNEXE H: DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES MOYENNES DE L'EAU EN 1989 .....	153
ANNEXE I: CALCULS DES PARAMÈTRES DE CONCEPTION DU SYSTÈME PILOTE PROPOSÉ.....	157
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES (ANNEXES).....</b>	<b>163</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 2.1</b>	
Intensité des goûts et des odeurs .....	30
<b>Tableau 2.2</b>	
Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques et organoleptiques .....	31
<b>Tableau 3.1</b>	
Résultats de l'analyse statistique des données brutes des cinq stations d'échantillonnage au niveau de signification 5% .....	38
<b>Tableau 3.2</b>	
Résultats de l'analyse statistique du logarithme des valeurs des cinq stations d'échantillonnage au niveau de signification 5% .....	39
<b>Tableau 3.3</b>	
Espèces représentatives des algues causant des goûts et des odeurs .....	59
<b>Tableau 4.1</b>	
Paramètres de conception du système pilote proposé .....	85

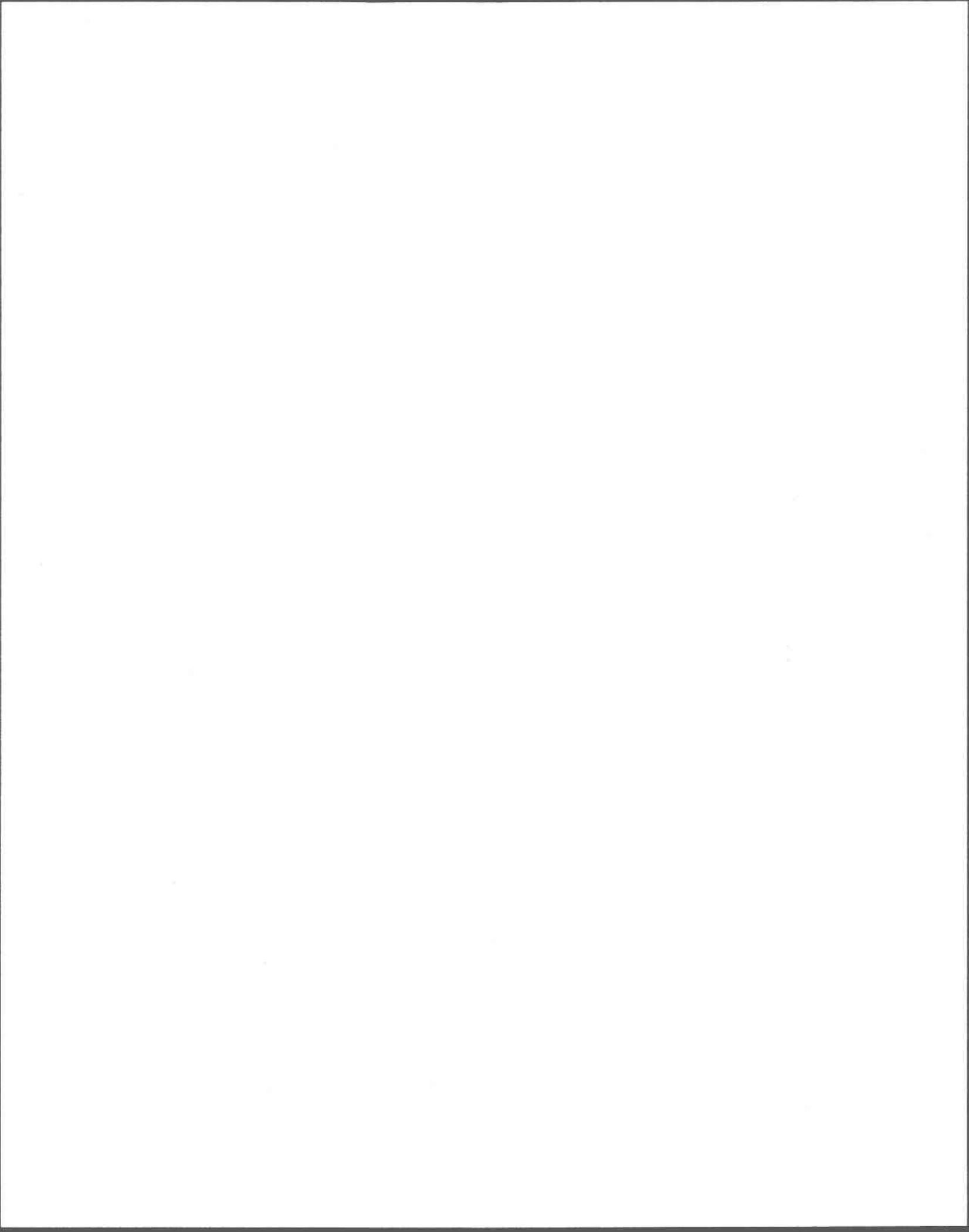


<b>Figure 3.5b</b>	
Couleur de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	49
<b>Figure 3.6a</b>	
Évolution temporelle du carbone organique dissous dans l'eau en 1989 et en 1991.....	51
<b>Figure 3.6b</b>	
Carbone organique dissous dans l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	51
<b>Figure 3.7a</b>	
Évolution temporelle de la chlorophylle "a" dans l'eau en 1989 et en 1991.....	57
<b>Figure 3.7b</b>	
Chlorophylle "a" dans l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	57
<b>Figure 3.8</b>	
Évolution temporelle du nombre d'organismes phytoplanctoniques présents dans l'eau de la station 1 en 1991.....	62
<b>Figure 3.9a</b>	
Évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3 (1991).....	66
<b>Figure 3.9b</b>	
Évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 4 (1991).....	66
<b>Figure 3.9c</b>	
Évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5 (1991).....	66

## LISTE DES FIGURES

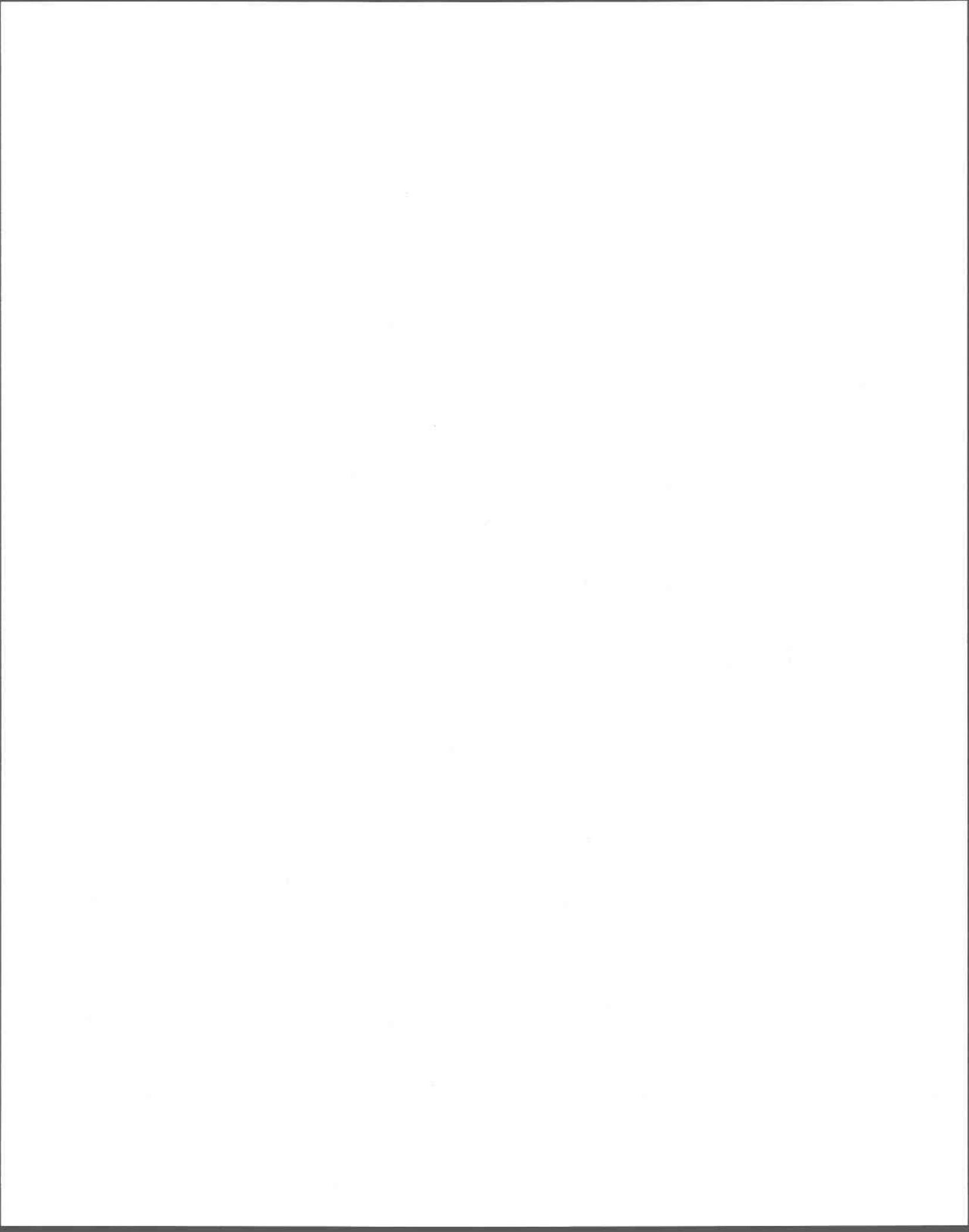
<b>Figure 3.1a</b>	Évolution temporelle de la température de l'eau en 1991 .....	41
<b>Figure 3.1b</b>	Température de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	41
<b>Figure 3.2a</b>	Évolution temporelle du pH de l'eau en 1989 et en 1991 .....	43
<b>Figure 3.2b</b>	pH de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	43
<b>Figure 3.3a</b>	Évolution temporelle de la conductivité électrique de l'eau en 1991.....	45
<b>Figure 3.3b</b>	Conductivité de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	45
<b>Figure 3.4a</b>	Évolution temporelle de la turbidité de l'eau en 1991.....	47
<b>Figure 3.4b</b>	Turbidité de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991.....	47
<b>Figure 3.5a</b>	Évolution temporelle de la couleur de l'eau en 1991.....	49

- Figure 3.9d**  
Évolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable,  
à 17°C et à 35°C, à la station 3 (1991).....67
- Figure 3.9e**  
Évolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable,  
à 17°C et à 35°C, à la station 4 (1991).....67
- Figure 3.9f**  
Évolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable,  
à 17°C et à 35°C, à la station 5 (1991).....67
- Figure 4.1**  
Exemple d'un front d'adsorption dans un lit de CAG.....77
- Figure 4.2**  
Schéma de l'usine pilote suggérée.....84



## LISTE DES ABRÉVIATIONS

- AWWARF: American Water Works Association Research Foundation  
BHA: bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives  
Ca: concentration de l'affluent  
CAB: charbon actif biologique  
CAG: charbon actif granulé  
CAP: charbon actif en poudre  
Ce: concentration de l'effluent  
CEE: Communauté Economique Européenne  
CLSA: "closed-loop stripping analysis"  
CPV: chlorure de polyvinyle  
COB: carbone organique biodégradable  
COD: carbone organique dissous  
CODB: carbone organique dissous biodégradable  
COP: carbone organique particulaire  
COR: carbone organique réfractaire  
COT: carbone organique total  
FPA: "flavor profile analysis"  
IBMP: 2-isobutyl-3-méthoxypyrasine  
IPMP: 2-isopropyl-3-méthoxypyrasine  
MENVIQ: Ministère de l'Environnement du Québec  
MIB: 2-méthylisobornéol  
OMS: Organisation Mondiale de la Santé  
TCA: trichloroanisole  
TOX: composés organiques halogénés totaux  
UCV: unité de couleur vraie  
UFC: unité formatrice de colonies  
UTN: unité de turbidité néphélométrique  
UV: ultraviolet



*"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 dont les qualités physiques, chimiques et microbiologiques peuvent affecter la santé ou nuire à ses caractéristiques organoleptiques. Ces dernières sont d'autant plus importantes, que le consommateur juge une eau d'après son apparence ainsi que d'après ce qu'elle goûte et sent (Couillard, 1978; 1979; 1980a).

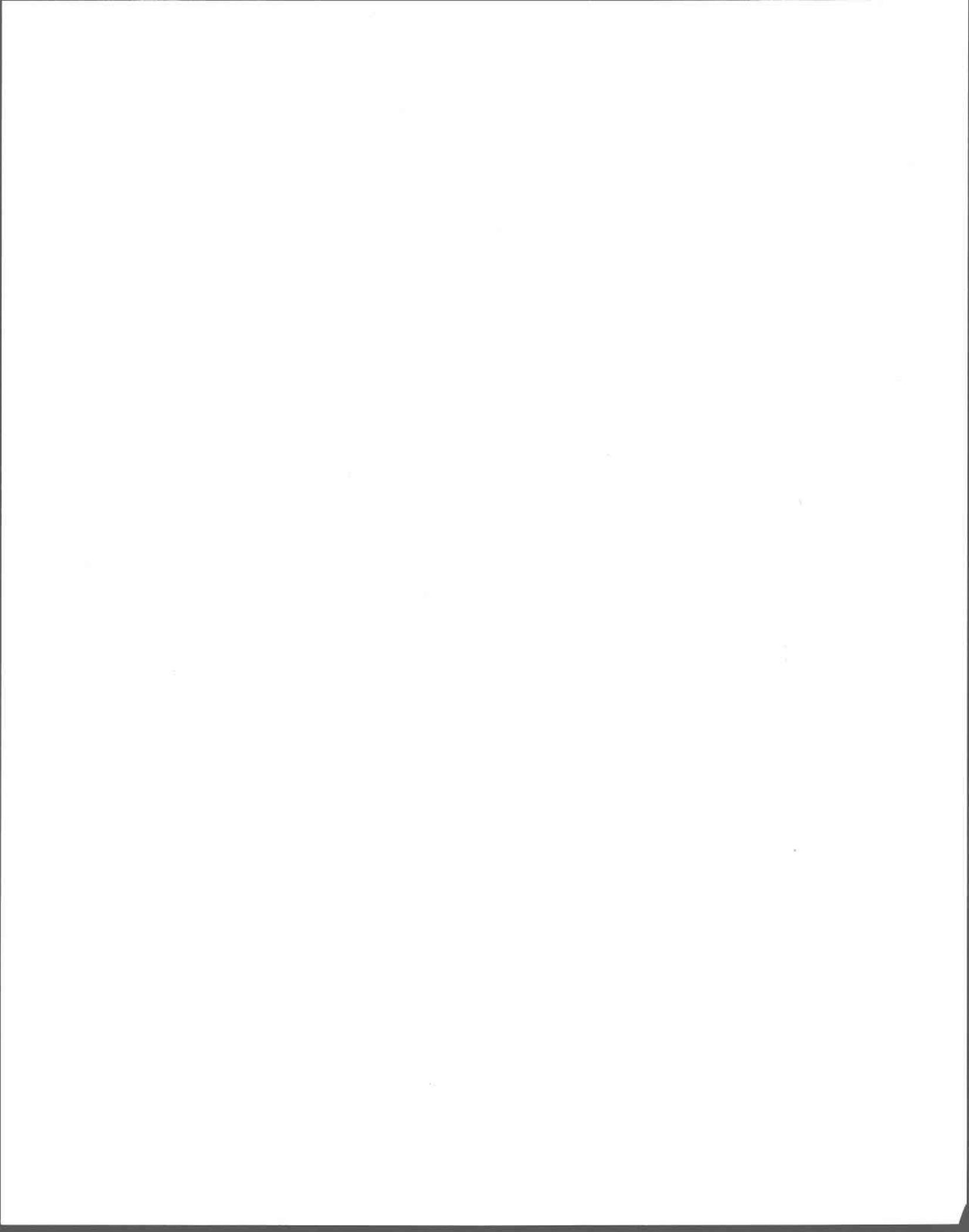
Une étude (Hudon et al., 1991) a démontré, qu'au Québec, l'abandon de la consommation de l'eau du robinet est réel, important et semble avoir tendance à prendre de l'ampleur. Il est également évident qu'une forte partie de la population a une perception négative de la qualité de l'eau du robinet et du 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 cette eau 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 au goût et pour la santé. La perception des qualités

organoleptiques, chimiques et bactériologiques est en relation directe avec la quantité d'eau embouteillée consommée. 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 de rechange qui créent souvent un faux sentiment de sécurité chez les consommateurs.

La présente étude vise d'abord à identifier les causes possibles des nuisances organoleptiques présentes dans l'eau potable de la municipalité d'East-Broughton station (Beauce, Québec). L'origine de ces nuisances est discutée à partir et d'analyses physico-chimiques et biologiques de l'eau du réseau de distribution. L'interprétation des résultats d'analyse est réalisée à partir d'une revue de littérature qui identifie les différentes causes d'apparition des nuisances organoleptiques. Cette étude a aussi pour but de suggérer plusieurs filières de traitement qui permettront de réduire au minimum la présence de composés responsables des nuisances organoleptiques dans cette eau de consommation.

**CHAPITRE 1**

**REVUE DE LITTÉRATURE**



## CHAPITRE 1: REVUE DE LITTÉRATURE

En général, les consommateurs jugent la qualité de l'eau du robinet 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 de consommation 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 soient pas désagréables pour 90% des consommateurs.

### 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; Krasner et al., 1983). 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, les plus incommodantes, sont communes à travers le monde (Krasner et al., 1983). Une étude (AWWARF, 1976) montre que les responsables d'environ 70% des usines de traitement d'eau potable aux Etats-Unis et au Canada ont admis qu'ils 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, mais 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 propriétés 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 qui existaient sûrement bien avant l'apparition de la littérature scientifique. Farlow (1883) a reconnu que les cyanobactéries étaient principalement responsables des goûts et des odeurs dans l'eau. D'autres auteurs (Whipple *et al.*, 1927) ont fait une liste générale des algues qui produisent des goûts et des odeurs.

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 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 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 ces composés sont observés 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, des produits métaboliques des actinomycètes et des cyanobactéries, sont les principales substances causant les odeurs de terre (Namkung et Rittmann, 1987) et de boue (Yurkowski et Tabachek, 1980). Ils 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). Une 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 être 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.

Les problèmes de goûts et d'odeurs d'origine naturelle sont saisonniers (Namkung et Rittmann, 1987) et sont souvent attribués aux algues et à leurs produits métaboliques (AWWA, 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 est formé de ceux produits lors du traitement pour l'obtention 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, produisent des goûts et des odeurs, apparaissant pendant le stockage et la distribution de l'eau potable. Ces composés peuvent être similaires aux autres composés déjà mentionnés ou différents. Les nouveaux composés peuvent provenir de 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 son stockage dans les bassins (Burlingame et Brock, 1985).

Plusieurs généralisations peuvent être faites. Les goûts et les odeurs naturels, c'est-à-dire de terre, de boue, de racine, d'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, hydrocarboné, iodé, médicamenteux ou de pétrole (AWWA, 1976). La présence sporadique de goûts et d'odeurs est souvent reliée à des produits de corrosion et à des déversements industriels (AWWA, 1987).

### 1.3 Méthodes pour évaluer la qualité organoleptique de l'eau

Les composés qui produisent des goûts et des odeurs perceptibles sont souvent en très petite concentration, 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 très difficile l'identification des composés causant les goûts et les odeurs dans l'eau (AWWA, 1987).

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 leur intensité. 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 d'atteindre 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.

Notons que 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 d'odorants présents, le nombre d'échantillons testés durant la session, et l'intervalle de temps entre la prise d'échantillons (Suffet et al., 1988). Plusieurs auteurs (Amoore et Hautala, 1983; Venstrom et Amoore, 1968) ont décrit les effets de l'âge et du sexe sur le sens de l'odorat. En général, les femmes sont considérées comme ayant un meilleur sens de l'odorat que les hommes. Aussi, l'habileté à reconnaître les odeurs et la sensibilité 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.

#### **1.4 Techniques utilisées pour identifier les composés donnant des goûts et des odeurs**

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 de personnes entraînées 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 (environ 50 000), et un temps de réaction court (deux heures).

#### **1.5 Méthodes de traitement**

Les composés organiques qui peuvent produire des goûts 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 de la croissance**

Les algues et les bactéries sont responsables de la présence de certains goûts et 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 substances métaboliques odorantes en prévenant l'activité photosynthétique, soit par le maintien de la turbidité de l'eau avec de la vase ou du charbon actif en poudre, soit par le recouvrement du réservoir de stockage de l'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  $\text{CaCO}_3$  de l'eau avec de la chaux (Montiel, 1983). Un autre traitement chimique implique l'utilisation d'algicides minéraux et organiques (Mouchet, 1978). Les algicides minéraux, utilisés dans l'eau, sont le sulfate de cuivre, le permanganate de potassium, le chlore, le bioxyde de chlore et l'argent. Les algicides organiques employés dans l'eau sont l'aramzide, le 2,3-dichloronaphtoquinone, 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. L'une de ces méthodes est très spécifique et implique l'enlèvement d'une espèce d'algue ou de bactérie qui produit des composés odorants et son remplacement par d'autres espèces qui ne produisent pas de tels composés (Hoehn, 1965). De cette façon, un équilibre biologique est maintenu. Deux autres méthodes biologiques sont possibles soit l'utilisation de *Bacillus cereus* pour la dégradation de la géosmine (Hoehn, 1965; Silvey, 1963) et celles des 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 pour 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 comme le chlore ou l'ozone lequel 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, 1982; 1983; Couillard et Tyagi, 1986) n'a pas ou presque pas d'effet sur la concentration des composés (géosmine, MIB) testés. Bien plus, le goût de l'eau est quelquefois augmenté 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 sulfures, 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 (aération), il y a très peu d'enlèvement de MIB et de géosmine. L'aération est efficace pour les composés qui ont une constante de Henry plus élevée que  $10^{-3}$  atm.m<sup>3</sup>/mol (Lalezary et al., 1984). Etant donné que la géosmine et le MIB ont des constantes de Henry voisines de  $10^{-5}$  atm.m<sup>3</sup>/mol, ces substances odorantes ne sont généralement pas enlevées par l'aération (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 goûts 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. Les goûts offensifs causés par différentes d'algues incluant *Synura*, *Synedra*, *Dinobryon*, *Asterionella*, *Anabaena*, *Ceratium* et *Anacystis (Microcystis)* peuvent être contrôlés par une préchloration suffisante pour produire du chlore résiduel libre de 1 à 5 mg/L (Sigworth, 1957; Lloyd, 1939; Riddick, 1951). Romano et Safferman

(1963) montrent que les substances métaboliques à goût et odeur de terre produites par certaines espèces d'actinomycètes, n'étaient pas complètement enlevées par des teneurs ajoutées au-delà de 50 mg Cl<sub>2</sub>/L, mais ce traitement a mené à une diminution de l'indice d'odeur. Récemment, Bartels et al. (1986) ont répété le travail rapporté par Lalezary et al. (1986) et ont conclu que le chlore, les chloramines, le bioxyde 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 bioxyde de chlore est le meilleur produit pour enlever les composés odorants testés (TCA, IPMP, IBMP, MIB et géosmine). Aucun de ces oxydants (chlore, chloramines, bioxyde 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 bioxyde 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 dans ce cas que les composés odorants libérés par les microorganismes ne sont pas efficacement oxydés par les chloramines. Certaines odeurs de poisson et de marécage peuvent nécessiter 2 mg/L de chlore libre et 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 telles que *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<sub>4</sub> et par adsorption avec le MnO<sub>2</sub> avec un temps de contact de deux heures à pH 6,7. Leurs résultats montrent que l'oxydation par le KMnO<sub>4</sub> est un procédé inefficace dans l'enlèvement des composés organiques testés. Par contre, l'adsorption des composés organiques odorants par le MnO<sub>2</sub> est significativement plus efficace que l'oxydation par le KMnO<sub>4</sub>.

L'ozone est l'oxydant le plus puissant utilisé dans le traitement de l'eau et est appliqué dans plusieurs cas avec succès pour l'enlèvement des composés organiques produisant des goûts et des odeurs (Gomella, 1972). 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). 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 développements intenses et saisonniers 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 causées par la géosmine et le MIB.

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, l'ozone 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 ne confirment 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 types 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 cohérents avec ceux rapportés par Glaze et al. (1987).

Glaze et al. (1987) mentionnent aussi que le couplage peroxyde d'hydrogène/ozone dans une proportion respective 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 significative (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 est limité étant donné que ceux-ci peuvent conduire à des problèmes de goûts et d'odeurs. Les goûts et les odeurs de chlore sont bien connus pour être produits 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 bioxyde 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, qui est ajouté 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 remplaçant d'un milieu 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 que son coût est, en général, moins élevé (McGuire et Gaston, 1988). Yagi et al. (1983) rapportent que le MIB et la géosmine sont significativement réduits avec des concentrations de CAP de 10 à 25 mg/L, mais que 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 suffisants pour obtenir un taux d'enlèvement élevé pour plusieurs composés donnant des goûts et des odeurs. 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, car il est plus efficace.

À Régina/Moose Jaw (Saskatchewan, Canada), la filtration sur CAG a enlevé les produits d'origine algale 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 dernières 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 par microscopie électronique à balayage (Weber et al., 1978; Lafrance et al., 1983), 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 et 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. Cette qualité doit cependant être maintenue dans les réseaux de distribution.

### **1.6.1 Colonisation bactérienne des conduites d'un réseau de distribution**

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, le pH et la concentration en oxygène dissous 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). Geldreich et Rice (1987) mentionnent que l'élévation de la température de l'eau, au printemps, favorise un accroissement plus rapide de la population bactérienne. La configuration du réseau, l'état des canalisations, le matériau dont sont constituées les conduites, le temps de séjour de l'eau et les surfaces internes des conduites auraient un effet sur la recroissance bactérienne (Characklis et Marshall, 1990; LeChevallier, 1990; Characklis, 1988; LeChevallier et al., 1987). Ce phénomène a tendance à apparaître davantage dans les points les plus éloignés de l'usine, là où il est difficile de maintenir une concentration suffisante en chlore résiduel libre (LeChevallier, 1990; Duchesne et al., 1989; Damez, 1982).

Rittman et Snoeyink (1984) sont convaincus que les causes premières de la croissance microbiologique sont la présence d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et de matière organique biodégradable. 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 (carbone organique dissous biodégradable), entraîne des croissances bactériennes sur les parois des

canalisations. Ces bactéries utilisent le CODB pour générer une biomasse qui est par la suite relarguée dans l'eau circulante. Donc, à la sortie de la filière de traitement (en début de réseau), 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 à l'amont. La présence de CODB nécessite, par conséquent, l'application de chlore en concentration importante, ce qui induit la formation d'organohalogénés indésirables ainsi que des problèmes de goûts et d'odeurs (Merlet et al., 1991).

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, du fait que ceux-ci sont parfois protégés de la désinfection par attachement ou association avec différentes surfaces comme les macroinvertébrés (crustacés, vers nématodes, vers plats et insectes) (Tracy et al., 1966), les particules causant la turbidité (Ridgway et Olson, 1982), les algues (Silverman et al., 1983) et les fines particules de carbone (LeChevallier et al., 1984). La vitesse de l'eau peut entraîner le détachement de plaques de biofilms causant des problèmes organoleptiques et responsables de 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 et servent ainsi de substrat nutritif et de sites 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 (Tuovinen et al., 1980).

La ville de Philadelphie a effectué des études dans son réseau de distribution d'eau potable. Elle a étudié la formation de biofilm pendant 10 jours. Il s'établit un état d'équilibre après quelques jours entre la concentration de bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHA) dans l'eau et la concentration de BHA dans le biofilm. Plus la vitesse de l'eau dans la conduite est lente, plus la concentration en BHA dans le biofilm est élevée (Dolan et Pipes, 1986). Plus la température de l'eau est élevée, plus grande est la densité de BHA

dans le biofilm (Dolan et Pipes, 1986). Dolan et Pipes (1986) n'ont pas trouvé de corrélation avec les autres paramètres chimiques ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{PO}_4$ ...), probablement parce que ces bactéries sont adaptées à des environnements pauvres en nutriments.

### 1.6.2 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 (LeChevallier, 1990). Toutefois, de nombreuses études ont relevé le maintien d'une activité bactériologique même en présence de concentrations élevées de chlore libre (LeChevallier et al., 1990; Gibbs et Hayes, 1989; Ridgway et Olson, 1982; Coallier et al., 1989). 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 aussi être expliquée par la formation de biofilm aidée par la corrosion des conduites (Duchesne, 1988). Il est reconnu (LeChevallier et Cawthon, 1988) que plus la concentration résiduelle en oxydant est élevée, plus le temps de formation d'un biofilm à l'état d'équilibre est long. Certaines bactéries s'enrobert dans des capsules polymériques (glycocalyx) et les désinfectants sont peu efficaces à les pénétrer (Duchesne, 1988). Les agrégations de bactéries dans les conduites protègent les bactéries internes en réduisant l'accessibilité des oxydants. Ce dernier facteur semble le plus commun dans le cas de problèmes de contamination des eaux d'un réseau (Duchesne, 1988). Les bactéries qui se trouvent dans des tubercules sont résistantes aux désinfectants; aidées par la corrosion, elles accélèrent la formation des tubercules via l'association avec des particules (Duchesne, 1988).

Les champignons sont une autre catégorie d'organismes résistants aux désinfectants. Plusieurs espèces sont pathogènes, toxiques ou allergènes. Les champignons réduisent la concentration de chlore dans le réseau, décomposent l'intérieur de certaines conduites (joints en plastiques, colle) et produisent des goûts et des odeurs. Certains champignons résistent même à une hyperchloration (400 mg/L durant 3 jours) (Duchesne, 1988).

## 1.7 Réglementation sur l'eau potable

Suite à une réévaluation récente des risques sanitaires reliés 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 social Canada. Les normes de qualité microbiologique seront plus strictes et s'appliqueront à la qualité de l'eau aussi bien à la sortie de l'usine que dans le réseau de distribution. Le règlement actuel du Ministère de l'Environnement du Québec (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 aérobies et anaérobies (BHA) à 35°C durant 48 heures deviendra obligatoire de même que le dénombrement des bactéries atypiques sur milieu de culture m-endo. La norme de BHA sera de 500 bactéries par mL et la norme de bactéries atypiques sera 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 quatre prélèvements par mois.

Pour répondre à ces exigences, il serait nécessaire d'augmenter la quantité d'oxydant utilisée pour la désinfection. Cependant, les normes plus strictes n'autorisent la présence de nombreux composés organiques chlorés qu'à des concentrations très faibles. Ceci limite ainsi l'utilisation des oxydants à des teneurs souvent insuffisantes 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 de THM présents.

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

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 une concentration résiduelle constante de chlore libre dans le réseau.

3) la réduction des goûts et des odeurs:

Bien qu'étant 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 concentrations de chlore 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 dit alors de l'eau qu'elle a une odeur inoffensive (Santé et Bien-être social Canada, 1982).

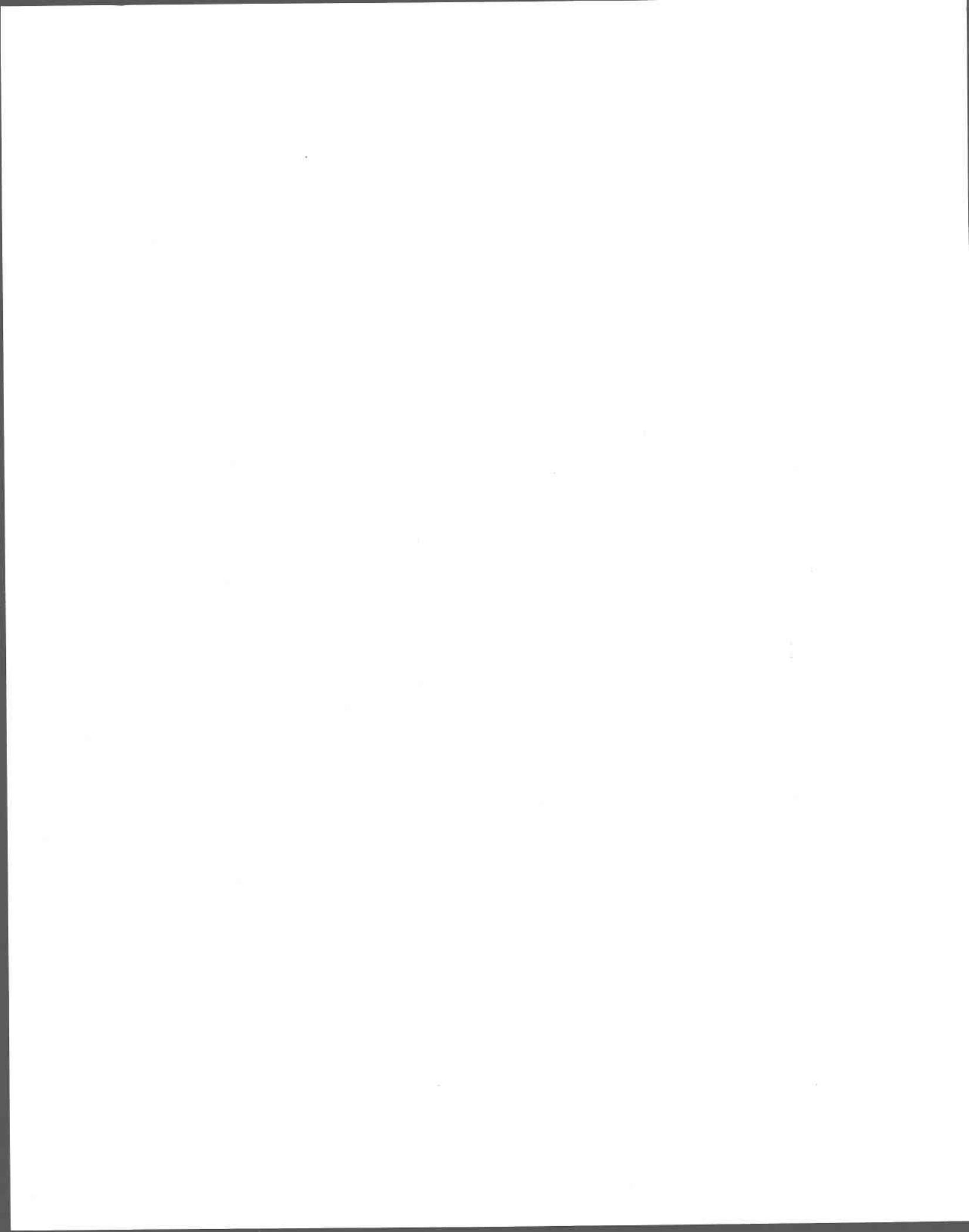
### **1.8 But, hypothèse et objectifs de l'étude**

Cette étude a pour but d'identifier la ou les cause(s) des nuisances organoleptiques, en particulier les goûts et les odeurs, d'une eau potable d'origine lacustre et de suggérer un procédé de traitement qui pourrait remédier, avec succès, à ces problèmes incommodants pour les consommateurs.

La revue bibliographique, concernant la présence des goûts et des odeurs dans l'eau potable, a permis de formuler l'hypothèse suivante: "Les nuisances organoleptiques de l'eau potable d'East-Broughton station (Beauce, Québec) seraient d'origine biologique, c'est-à-dire reliées: 1) à la libération naturelle ou provoquée par le traitement de l'eau de produits métaboliques dans l'eau, ou bien; 2) à une reviviscence microbienne dans le réseau de distribution. Ces nuisances ne seraient ainsi pas reliées à une origine physico-chimique (exemple: apparition de composés chlorés lors de la désinfection). Afin de vérifier cette hypothèse, la présente étude a pour objectifs:

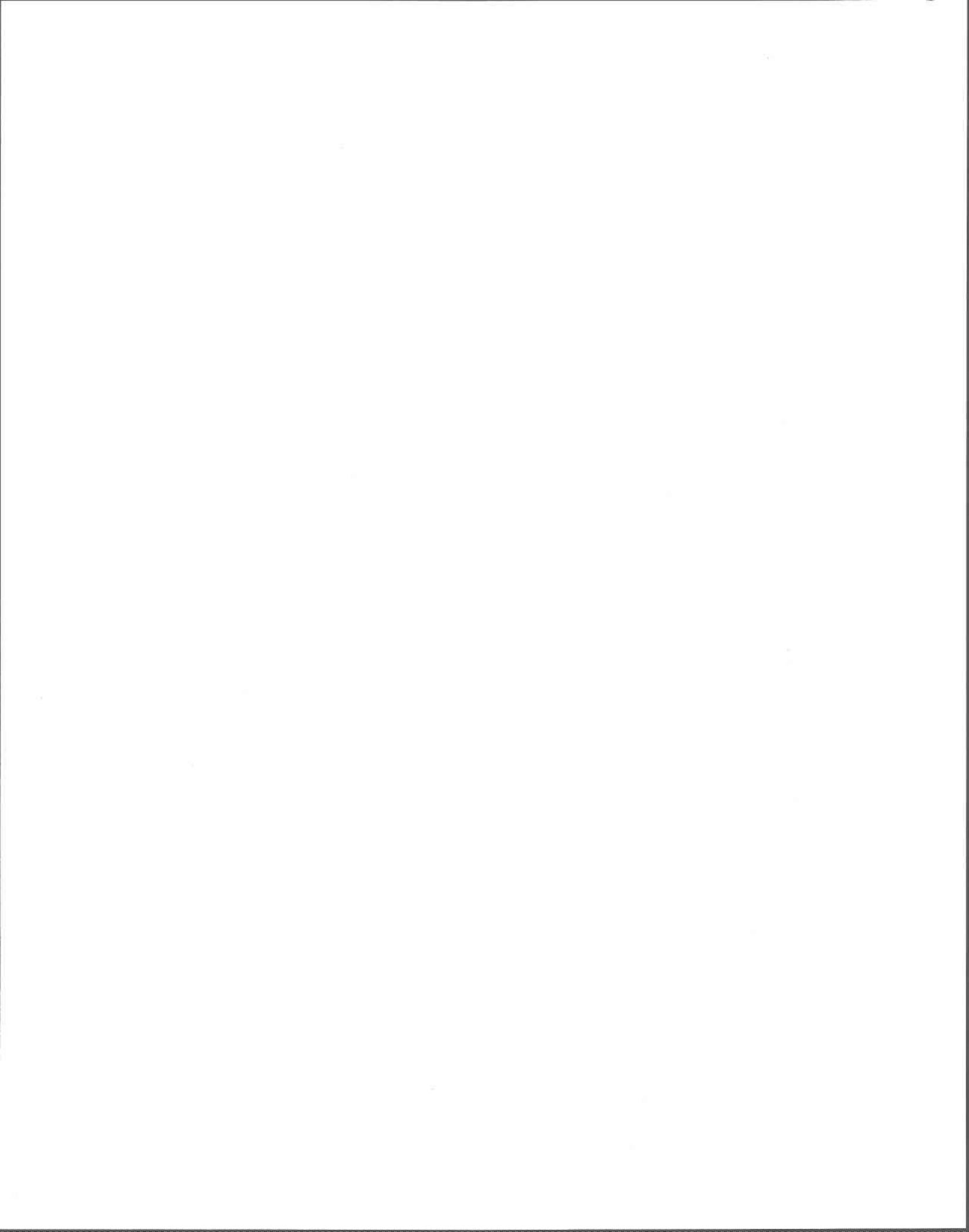
- 1) d'établir un plan d'échantillonnage de l'eau avant et après traitement au bioxyde de chlore;
- 2) de réaliser des analyses physico-chimiques et biologiques sur le terrain et au laboratoire;
- 3) d'étudier les données concernant la qualité physico-chimique et bactériologique de l'eau potable d'East-Broughton station, fournies par le Ministère de l'Environnement du Québec;
- 4) de faire le traitement statistique des données physico-chimiques et biologiques acquises;

- 5) d'interpréter les résultats obtenus et de les comparer à ceux acquis en 1989 (Lessard, 1989);
- 6) d'identifier les problèmes de l'eau et leur(s) cause(s), et enfin, de suggérer un ou des procédé(s) de traitement.



## **CHAPITRE 2**

### **MATÉRIEL ET MÉTHODES**



## 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 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 hectares de superficie et de profondeur moyenne de 9 mètres. Il est situé à 7 km au nord-est de la municipalité et à 614 m d'altitude. L'eau descend gravitairement jusqu'au poste de chloration qui est à une altitude de 335 m. L'eau brute subit un traitement au bioxyde chlore et est ensuite entreposée dans deux bassins de 4 m de profondeur. Ces bassins fournissent un débit moyen de 749 m<sup>3</sup>/d afin d'alimenter une population de 1302 habitants (MAS, 1987).

### 2.2 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 du lac est traitée à l'aide de bioxyde de chlore et est entreposée dans deux bassins. Une conduite de 20,3 cm de diamètre amène l'eau potable à la municipalité. Celle-ci se ramifie en conduites de 15,2 cm, 10,2 cm, 7,6 cm, 5,1 cm 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 CPV (chlorure de polyvinyle) sont utilisées depuis seulement cinq ans (communication personnelle, monsieur Normand Guay, employé municipal). Le diamètre de la conduite à la troisième station d'échantillonnage (voir section 2.4),

qui est située sur la 13<sup>ième</sup> avenue nord, est de 10,2 cm. La conduite de la station 4, située sur la 7<sup>ième</sup> rue ouest, a un diamètre de 15,2 cm. Les conduites alimentant la partie ouest de la 8<sup>ième</sup> avenue sud, y compris la station 5, possèdent des diamètres de 10,2 cm et de 15,2 cm (communication personnelle, monsieur Normand Guay).

### **2.3 Choix des paramètres**

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. Les paramètres physico-chimiques et biologiques ont été choisis parce qu'ils sont reliés, directement ou indirectement, à des problèmes de nuisances organoleptiques dans l'eau potable. Les paramètres qualitatifs ont été choisis afin de mettre en relation les goûts et les odeurs et leur cause. 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. Certains résultats de l'étude menée en 1989 (Lessard, 1989) seront comparés à ceux obtenus en 1991. Le tableau H.1 en annexe H représente les résultats moyens obtenus en 1989.

### **2.4 Stations, fréquence et méthode d'échantillonnage**

Le programme d'échantillonnage de l'eau potable d'East-Broughton station a été effectué pendant une période de quatre mois à intervalles réguliers de deux semaines. Ce programme a débuté le 3 juin 1991 et s'est terminé le 23 septembre de la même année, pour un total de neuf campagnes d'échantillonnage. Cinq stations d'échantillonnage (voir le plan du réseau à l'annexe B) font l'objet de cette étude. La première station se situe à l'entrée du poste de chloration avant le traitement (eau brute). La station 2 se situe également au poste de chloration, dans un des deux bassins de stockage de l'eau traitée. Les trois autres stations sont sur le réseau de distribution: 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.

Tous les échantillons d'eau du réseau de distribution ont été récoltés après avoir laissé couler le robinet pendant quelques minutes et après avoir rincé les bouteilles avec l'eau à échantillonner. Les échantillons d'eau brute et d'eau du bassin de stockage (eau traitée) ont également été récoltés dans des bouteilles rincées avec l'eau à échantillonner. L'eau qui a servi aux analyses de COD (carbone organique dissous), de température, de pH, de conductivité, de turbidité et de couleur a été recueillie, en duplicata, dans des bouteilles de un litre, de plastique brun, afin d'éviter toute réaction avec la lumière. La prise d'échantillons d'eau pour les analyses de chlorophylle "a" a été effectuée, en duplicata, à l'aide de bouteilles de 250 mL. Ces bouteilles de plastique brun ont été entièrement emplies pour éviter toute réaction avec la lumière et les gaz. Les échantillons d'eau destinés aux analyses d'identification et de dénombrement du phytoplancton ont été recueillis dans des verres de plastique de 100 mL. Une solution de lugol a été ajoutée à l'eau pour préserver les organismes phytoplanctoniques.

## **2.5 Méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques et esthétiques**

L'identification et la mesure de l'intensité des odeurs et des goûts de l'eau ont été réalisées selon la méthode du FPA décrite à la section 1.3 (Bartels *et al.*, 1986). Cependant, ce test n'a pas été réalisé par des gens entraînés. Par contre, il n'est pas assuré que les observations faites par ces spécialistes 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 provenant de sa résidence. 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 d'échantillonnage. L'un de ces échantillons était de l'eau froide (17°C) et l'autre, de l'eau chaude (35°C). Le temps de perception des odeurs était court afin d'éviter l'exposition prolongée et la fatigue.

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**

<b>Intensité</b>	<b>Description</b>
0	nul
1	modéré
2	désagréable
3	très désagréable

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 faites sur place. Les méthodes d'analyse sont résumées au tableau 2.2. Des explications complémentaires de certaines méthodes d'analyses sont présentées en annexe C.

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

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

## 2.6 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.

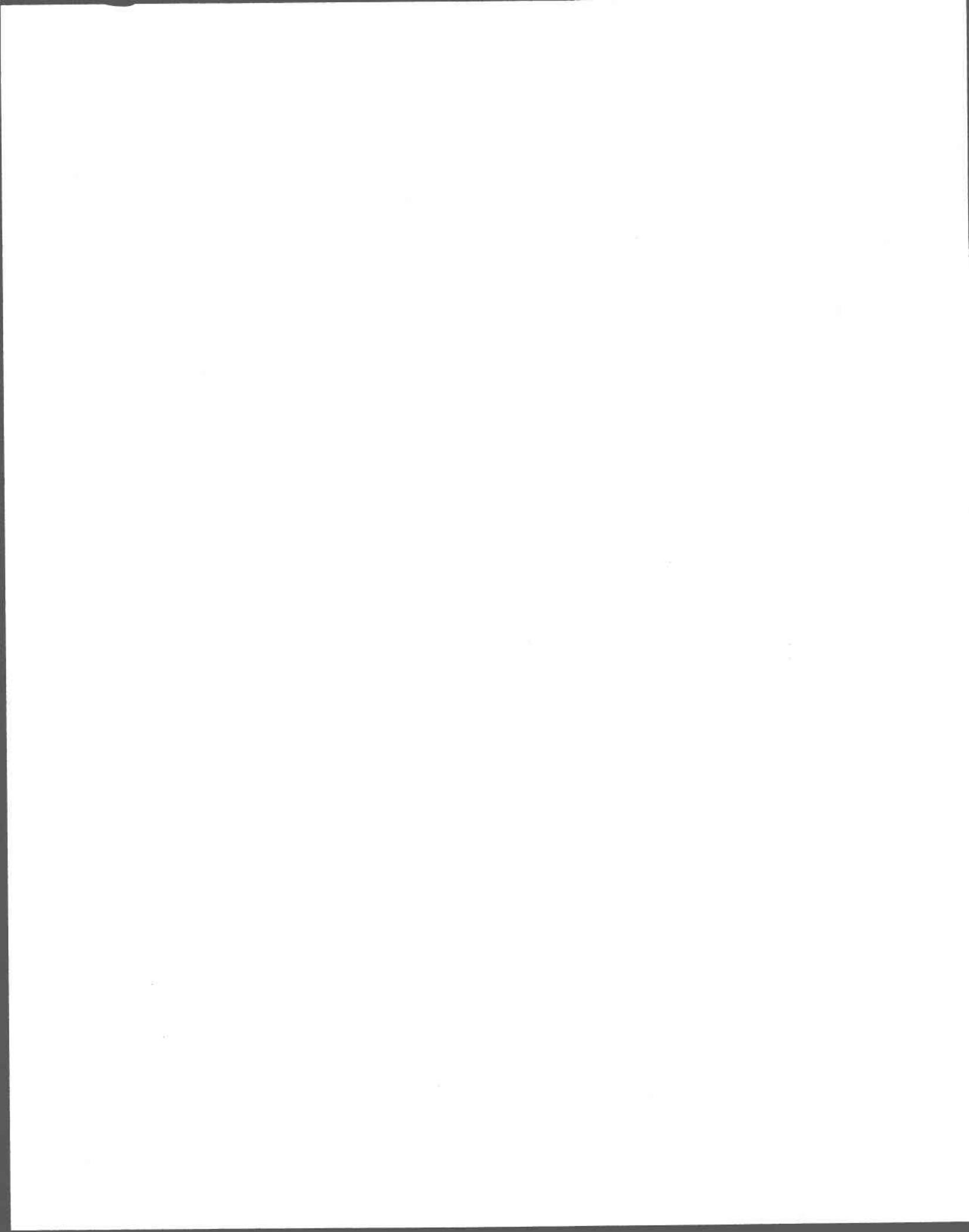
Selon ces résultats, la température moyenne mensuelle a atteint 18,4°C en juillet 1991 et 18,5°C en août 1991. Au mois de septembre, la température mensuelle moyenne a chuté à 10,5°C. Les précipitations ont été peu abondantes avec un total de 69,4 mm en juin, 157,4 mm en juillet, 59,6 mm en août et 87 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.

## **2.7 Traitement statistique des données**

Chaque échantillon d'eau a été prélevé au hasard et de façon indépendante (échantillonnage aléatoire simple). Les figures représentant l'évolution temporelle d'un paramètre (température, pH, conductivité, turbidité, couleur, carbone organique dissous, chlorophylle "a", dénombrement du phytoplancton, abondance relative des classes de phytoplancton) ont été construites à l'aide de la moyenne de duplicatas. Les figures représentant un paramètre donné en fonction de l'éloignement du poste de chloration ont été construites à l'aide de la moyenne et de l'écart-type des données obtenues au cours des neuf campagnes d'échantillonnage. Cette dernière représentation graphique renseigne sur la dispersion des résultats de part et d'autre de la moyenne. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel informatique Statgraphics. Les analyses de variance à un facteur (Montgomery, 1984) ont été effectuées pour comparer les moyennes de chaque paramètre aux cinq stations d'échantillonnage. Ces analyses ont été effectuées sur les données brutes et sur le logarithme de leurs valeurs. Au départ, l'hypothèse nulle ( $H_0$ ) dit que toutes les moyennes sont semblables en considérant la variabilité des échantillons, tandis que l'hypothèse contraire ( $H_1$ ) veut qu'au moins une paire soit différente. Le seuil de signification a été fixé à

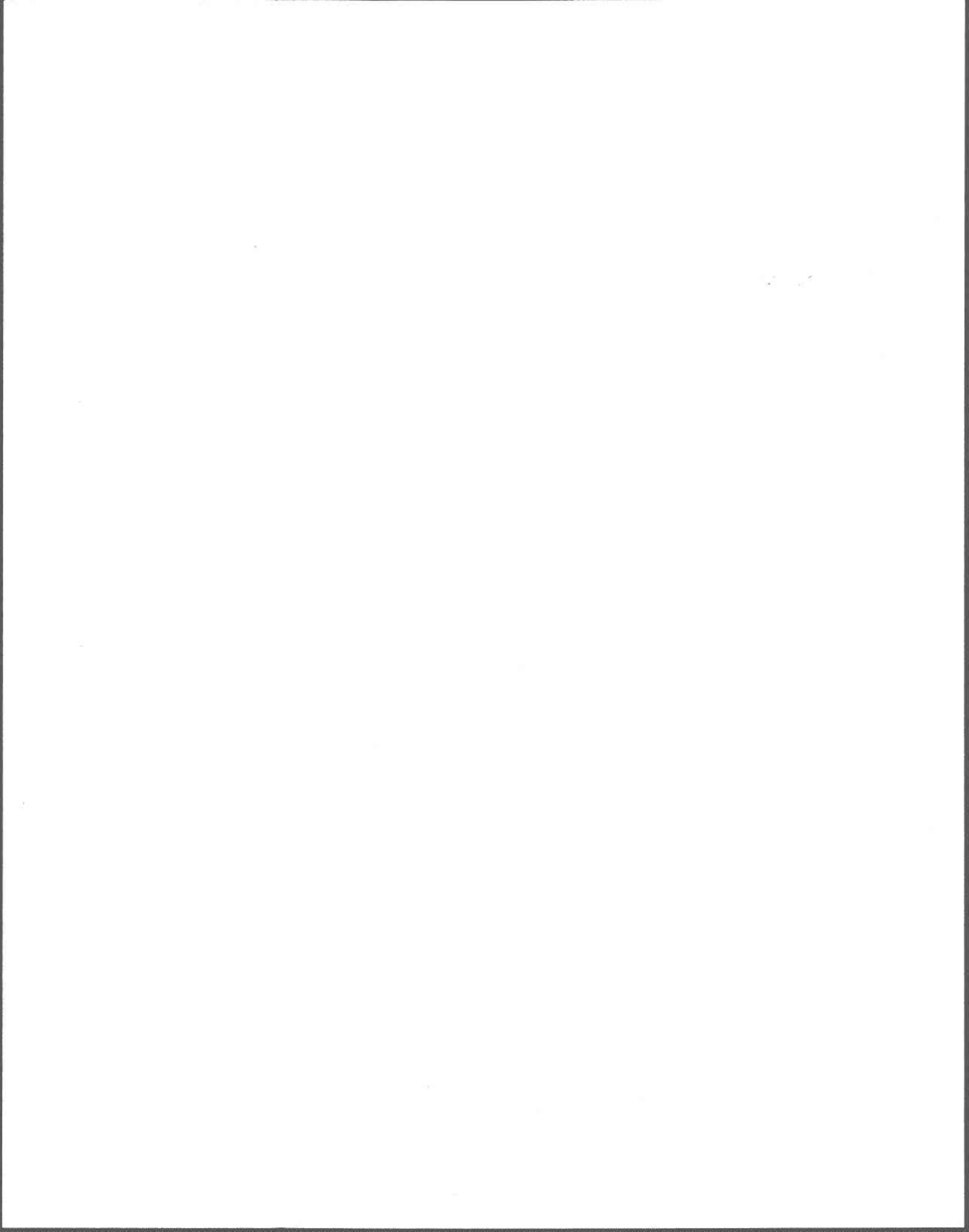
5%. Le test de Fisher qui permet de tester  $H_0$  contre  $H_1$ , doit répondre à deux conditions, c'est-à-dire que les résidus du modèle d'analyse de variance doivent être distribués normalement et que leur variance doit être constante (Montgomery, 1984). Ces conditions ont été vérifiées sur les résidus à l'aide de graphiques et du test d'homogénéité des variances de Bartlett. L'emploi de la transformation logarithmique sur les données brutes a pour effet de rendre la distribution des observations plus symétrique et de stabiliser la variance. Cette transformation permet donc de répondre aux conditions de normalité et d'homogénéité de la variance (exemple: chlorophylle "a", tableaux 3.1 et 3.2). Lorsque la condition de normalité de la distribution n'était pas remplie dans les deux cas (données brutes et données transformées), c'est alors le test de Kruskal-Wallis qui a été utilisé, car il n'exige aucune condition. Le test de Scheffe, appliqué *a posteriori*, permet de déterminer entre quelle(s) station(s) se trouve une différence significative. Les résultats des analyses statistiques sont présentés aux tableaux 3.1 et 3.2.

Les figures qui représentent l'intensité des goûts et des odeurs à chaque station d'échantillonnage en 1991 ont été construites à partir des données brutes. Aucun traitement statistique n'a été réalisé concernant les goûts et les odeurs présents dans l'eau potable d'East-Broughton station. La raison est qu'un(e) citoyen(ne) donné(e) n'a goûté et senti que l'eau de sa résidence seulement, correspondant ainsi à une seule station.



## **CHAPITRE 3**

### **RÉSULTATS ET DISCUSSION**



### CHAPITRE 3: RÉSULTATS ET DISCUSSION

Un projet de fin d'études de premier cycle, ayant pour but de caractériser la qualité physico-chimique et biologique des eaux du Lac du Cinq, a été réalisé en 1989. Certains résultats de cette étude (Lessard, 1989) ont été utilisés et comparés à ceux obtenus en 1991 pour ce mémoire. Le tableau de l'annexe H présente les résultats moyens obtenus en 1989 (Lessard, 1989).

L'analyse des paramètres physico-chimiques, biologiques (phytoplancton et chlorophylle "a"), bactériologiques et organoleptiques va permettre de dire quelle sous-hypothèse est privilégiée. Est-ce que les nuisances organoleptiques de cette eau sont d'origine naturelle ou sont-elles provoquées par le traitement? 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 3.1 présente les résultats de l'analyse statistique réalisée sur l'ensemble des données brutes, acquises en 1991, de température, de pH, de conductivité électrique, de turbidité, de couleur, de carbone organique dissous et de chlorophylle "a". Le tableau 3.2 contient les résultats de l'analyse statistique du logarithme des valeurs des paramètres mentionnés.

**Tableau 3.1: Résultats de l'analyse statistique des données brutes des cinq stations d'échantillonnage au niveau de signification 5%**

Paramètre	Loi normale	Fisher	Bartlett	Kruskal-Wallis	Scheffe
température	+/-	F = ,487 P = ,7451	B = 1,0322 P = ,87689	H = 2,70135 P = ,608978	=
pH	non	F = ,661 P = ,6227	B = 3,14148 P = 7,74088 <sup>a</sup>	H = ,488989 P = ,974564	=
conductivité	+/-	F = ,109 P = ,9786	B = 1,04451 P = ,79815	H = 1,3449 P = ,853712	=
turbidité	non	F = ,240 P = ,9141	B = 1,33361 P = ,0269349	H = 1,77065 P = ,777848	=
couleur	+/-	F = ,864 P = ,6434	B = 1,01778 P = ,954817	H = 3,1464 P = ,533631	=
COD*	oui	F = ,864 P = ,4938	B = 1,00434 P = ,996777	H = 3,08375 P = ,543909	=
chlorophylle "a"	+/-	F = 6,237 P = ,0005	B = 1,46331 P = 5,85126 <sup>b</sup>	H = 18,5641 P = 9,57076 <sup>c</sup>	1 ≠ 3,4,5 1 = 2 2 ≠ 3,4,5 3 = 4 = 5

a: ( $\times 10^{-9}$ ) b: ( $\times 10^{-3}$ ) c: ( $\times 10^{-4}$ )

\*COD: carbone organique dissous

**Tableau 3.2: Résultats de l'analyse statistique du logarithme des valeurs des cinq stations d'échantillonnage au niveau de signification 5%**

Paramètre	Loi normale	Fisher	Bartlett	Kruskal-Wallis	Scheffe
température	+/-	F = ,463 P = ,7626	B = 1,04979 P = ,763159	H = 2,6175 P = ,623726	=
pH	+/-	F = ,669 P = ,6516	B = 1,21391 P = ,116908	H = 1,17874 P = ,881587	=
conductivité	+/-	F = ,165 P = ,9550	B = 1,04319 P = ,806833	H = 1,3449 P = ,853712	=
turbidité	+/-	F = ,202 P = ,9359	B = 1,1257 P = ,341281	H = 1,77065 P = ,777848	=
couleur	+/-	F = ,666 P = ,6194	B = 1,02006 P = ,944185	H = 3,1464 P = ,533631	=
COD	oui	F = ,851 P = ,5015	B = 1,00357 P = ,997804	H = 3,0835 P = ,543909	=
chlorophylle "a"	oui	F = 6,363 P = ,0005	B = 1,09071 P = ,507715	H = 18,5641 P = 9,57076 <sup>a</sup>	1 ≠ 3,4,5 1 = 2 2 ≠ 5 2 = 3 = 4

a: (x10<sup>-4</sup>)

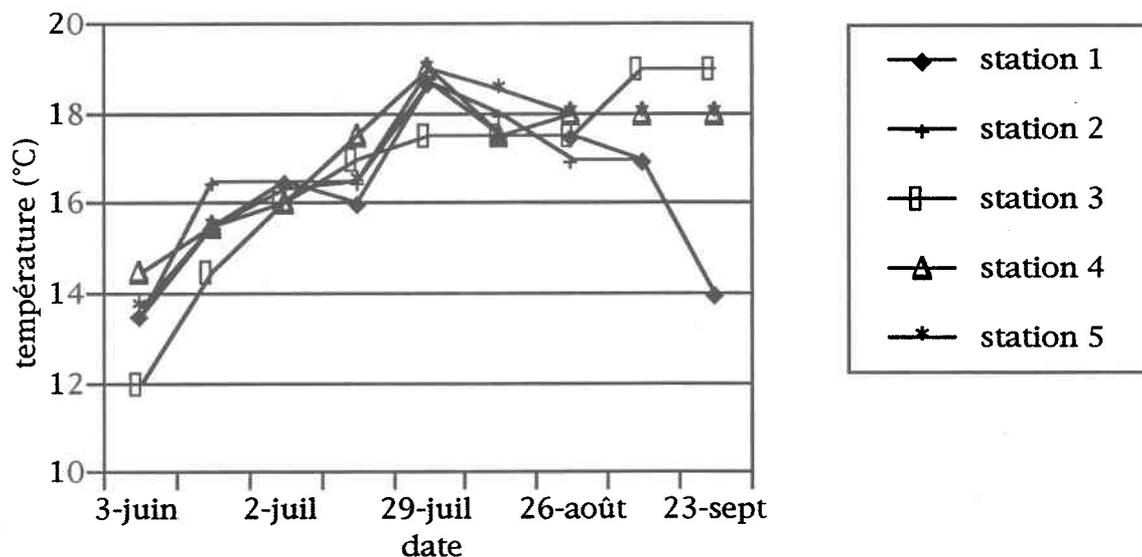
### 3.1 Température

La figure 3.1a représente l'évolution temporelle de la température de l'eau potable d'East-Broughton station aux cinq stations d'échantillonnage. D'une façon générale, les valeurs de température de l'eau dépassent la norme de 15°C établie par Santé et Bien-être social Canada en 1978 (Santé et Bien-être social Canada, 1982). À chaque station, la température de l'eau suit le même patron, mais avec des valeurs inférieures, que la température moyenne de l'air à l'été 1991 (annexe D). La température de l'eau augmente graduellement, tout comme la température de l'air (annexe D), à partir du 3 juin 1991 jusqu'au 29 juillet 1991, atteignant 19°C en juillet. Par la suite, la température de l'eau potable diminue quelque peu en août et au début de septembre 1991. Le 23 septembre 1991, la température de l'eau au poste de chloration descend à 14°C tandis qu'aux autres stations, les valeurs restent 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 présente la température de l'eau potable en fonction de l'éloignement du poste de chloration. Il est à noter que l'échelle de l'abscisse de cette figure ne représente pas l'échelle des distances réelles sur le terrain, car l'eau qui se rend aux stations 4 et 5 ne passe pas par la station 3. Ceci vaut aussi pour les autres figures dont l'abscisse est représentée par l'éloignement du poste de chloration. L'analyse statistique concernant la température révèle qu'il n'y a pas de différence significative entre les cinq stations d'échantillonnage (tableaux 3.1 et 3.2).

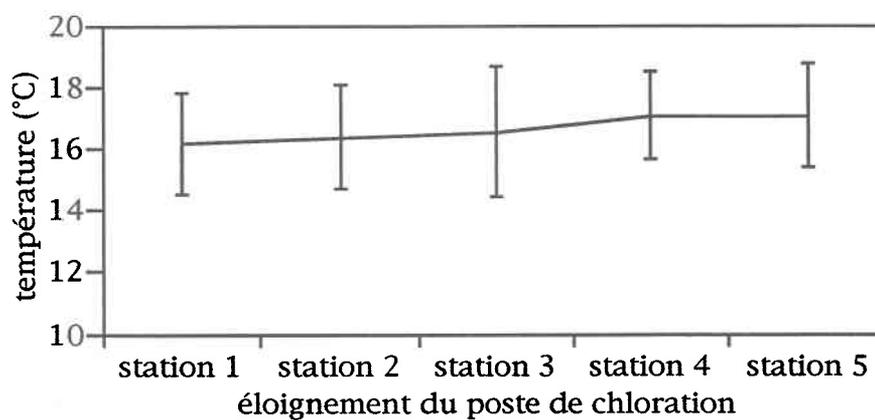
La qualité de l'eau, aux points de vue esthétique et santé, est influencée par la température. L'augmentation de température au printemps peut engendrer une croissance bactérienne plus rapide dans les réseaux de distribution (Geldreich et Rice, 1987). De plus, une élévation de température rehausse l'habileté du consommateur à détecter les substances odorantes (Suffet *et al.*, 1988; Alexander *et al.*, 1982).

Dans nos régions, au printemps et à l'automne, la stratification thermique d'un lac ou d'une rivière suffisamment profond(e) se brise. Le mélange complet de la colonne d'eau provoque le relargage des éléments nutritifs contenus dans les sédiments. 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

au passage à 4°C de la colonne d'eau du lac de Deux-Montagnes (Meilleur et Béron, 1989).



**Figure 3.1a:** Évolution temporelle de la température de l'eau en 1991 (chaque point sur la courbe représente la moyenne de duplicatas)



**Figure 3.1b:** Température de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

### 3.2 pH

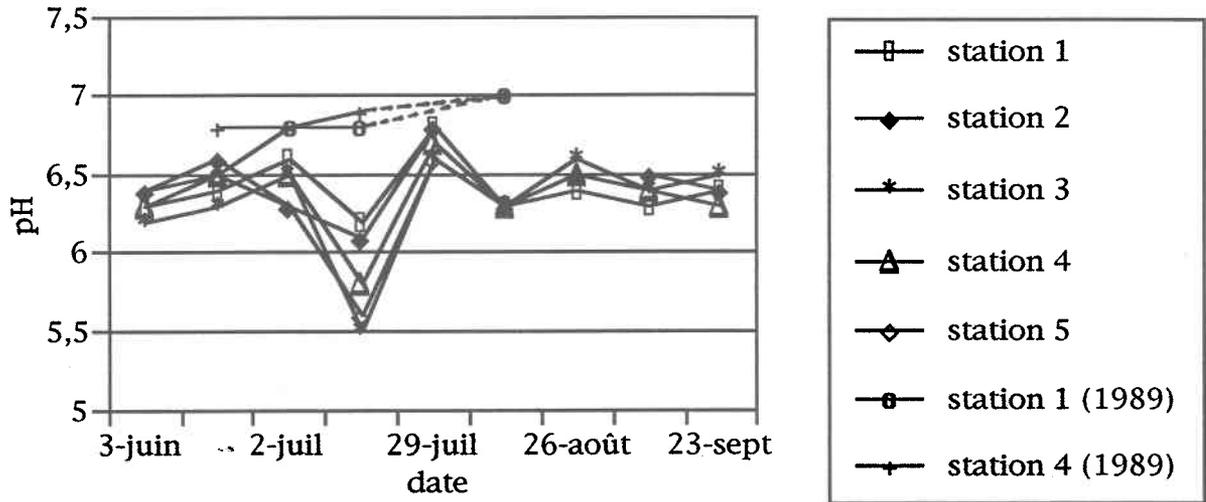
Cette mesure est importante, car la valeur du pH conditionne un grand nombre d'équilibres chimiques dans l'eau. L'intervalle acceptable du pH pour l'eau potable va de 6,5 à 8,5 (Santé et Bien-être social Canada, 1982). Ces valeurs ont été choisies afin de réduire au minimum la corrosion et l'entartrage (Santé et Bien-être social Canada, 1982).

Le pH de l'eau potable varie faiblement au cours de l'été pour les cinq stations (figure 3.2a). On ne note pas de différence importante entre les stations. La valeur moyenne de pH pour toutes les stations pour huit campagnes d'échantillonnage (dû à la défaillance de l'appareil, les résultats obtenus le 15 juillet 1991 ont été exclus du calcul de la moyenne) est de 6,4. Cette valeur est inférieure à la norme recommandée actuellement au Canada. Cette eau légèrement acide peut corroder les conduites en métal (Gouvernement du Canada, 1987). Si l'on compare la moyenne actuelle avec celle de 1989 dont la valeur est de 6,9 (Lessard, 1989), on constate que cette dernière valeur est située à l'intérieur de l'intervalle de la norme fixée.

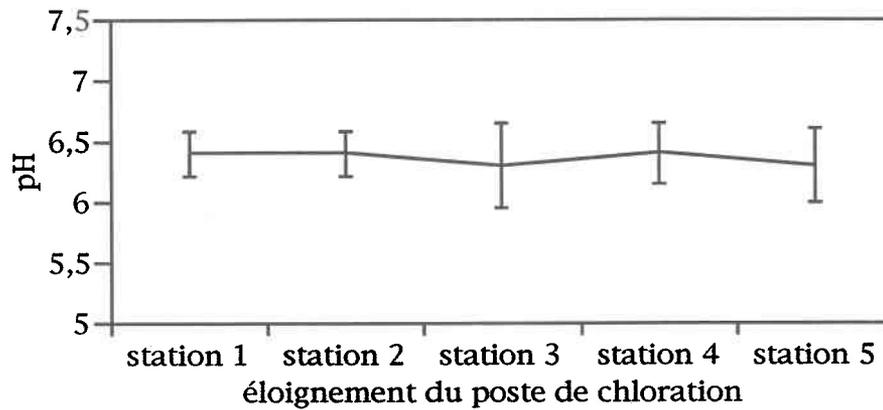
Le pH est notamment fonction de la proportion des différentes espèces du système carbonate ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{=}$ ) présentes en solution (Golterman, 1969). En effet, le  $\text{CO}_2$  libre domine dans l'eau à  $\text{pH} < 5$ . Lorsque le  $\text{pH} > 9,5$ , la concentration de  $\text{CO}_3^{=}$  est dominante tandis que pour les valeurs de pH comprises entre 7 et 9, la forme  $\text{HCO}_3^-$  domine. La photosynthèse et la respiration sont deux facteurs majeurs qui influencent la concentration de  $\text{CO}_2$  dans l'eau (Wetzel, 1983). Les pertes de  $\text{CO}_2$  par l'utilisation photosynthétique fait augmenter le pH (Wetzel, 1983). Les organismes consommateurs produisent du  $\text{CO}_2$  par la respiration rendant ainsi le pH plus acide (Wetzel, 1983). 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 au poste de chloration et dans le réseau reste relativement acide. Ceci est probablement dû à l'absence d'activité photosynthétique et à la présence de bactéries (respiration et décomposition). La figure 3.2b présente le pH de l'eau potable d'East-Broughton station en fonction de l'éloignement du poste

de chloration en 1991. Les résultats de l'analyse statistique montrent qu'il n'y a pas de différence significative entre les cinq stations d'échantillonnage.



**Figure 3.2a:** Évolution temporelle du pH de l'eau en 1989 et en 1991 (chaque point représente la moyenne de duplicatas, la ligne pointillée signifie qu'il n'y a pas de donnée pour le 29 juillet 1989)



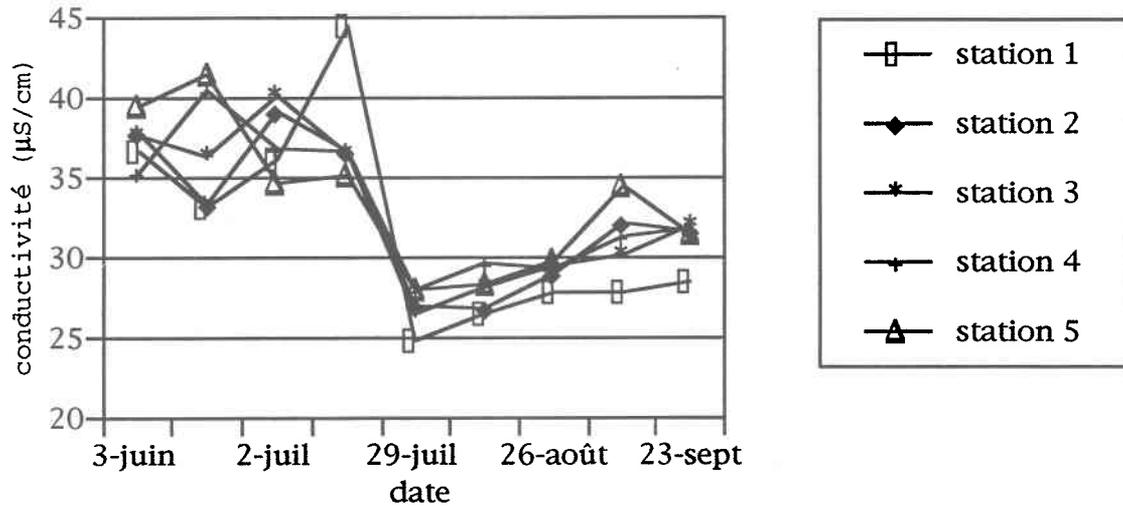
**Figure 3.2b:** pH de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

### 3.3 Conductivité électrique

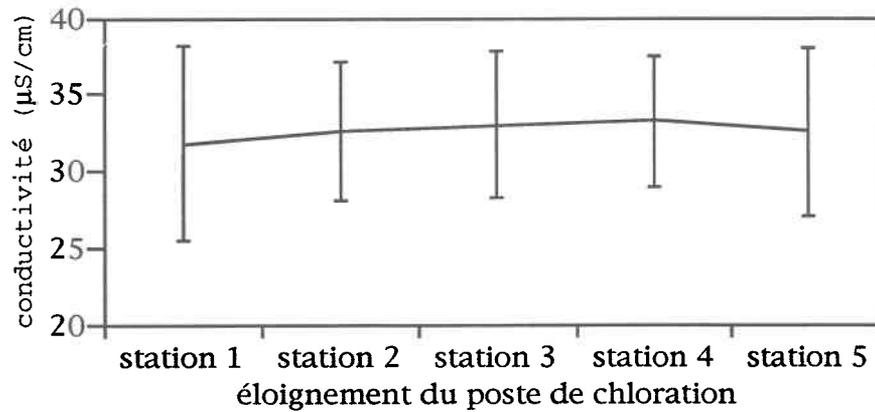
La conductivité électrique est un paramètre qui dépend de la présence d'ions, de leur concentration totale, de leur mobilité, de la concentration relative de chacun et de la température de l'eau (APHA, 1980). La température affecte la vitesse ionique et, par conséquent, fait augmenter la conductivité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

La figure 3.3a présente l'évolution temporelle de la conductivité de l'eau potable d'East-Broughton station pour les cinq stations d'échantillonnage. Le changement d'appareil explique les résultats obtenus à partir du 29 juillet 1991 (faible diminution de la conductivité électrique). Les résultats montrent une faible conductivité variant entre 24,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$  et 44,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . La moyenne pour toutes les stations, au cours de l'été, est de 32,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Les limites maximales acceptées sont de l'ordre de 800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , ce qui correspond à 500 mg/L de sels minéraux (APHA, 1980). Une conductivité de 32,9  $\mu\text{S}/\text{cm}$  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 entre 50 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (APHA, 1980).

La figure 3.3b présente les résultats de la conductivité de l'eau potable en fonction de l'éloignement du poste de chloration. Ces résultats sont la moyenne des neuf lectures ( $n=9$ ) pour chaque station. La légère élévation de la conductivité électrique avec l'éloignement des bassins de stockage pourrait être expliquée par la reminéralisation de l'intérieur des conduites (Krasner et Means, 1986). Cependant, cette augmentation de la conductivité de l'eau n'est pas significative statistiquement (tableau 3.1).



**Figure 3.3a:** Évolution temporelle de la conductivité électrique de l'eau en 1991 (chaque point représente la moyenne de duplicatas)

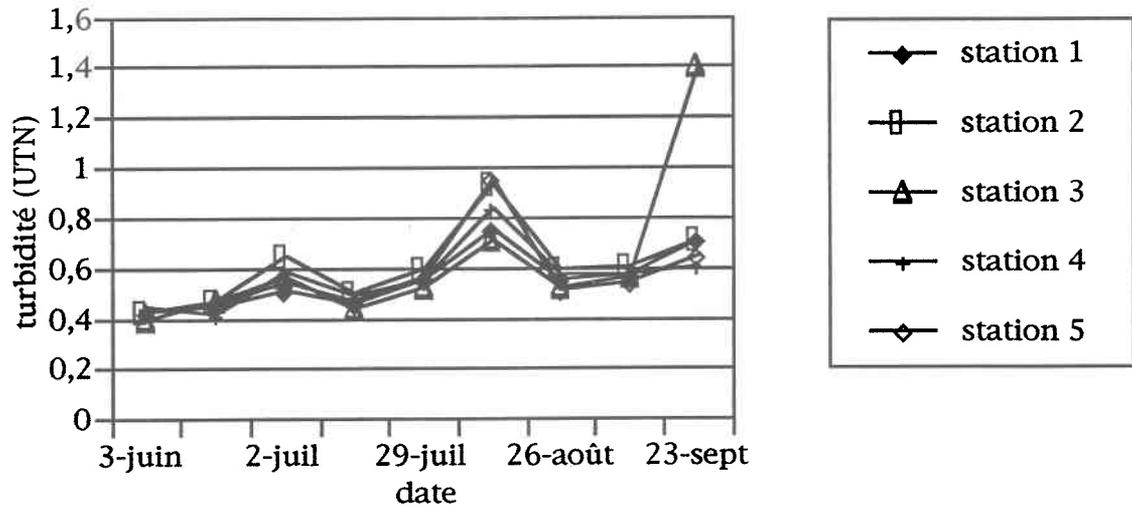


**Figure 3.3b:** Conductivité de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

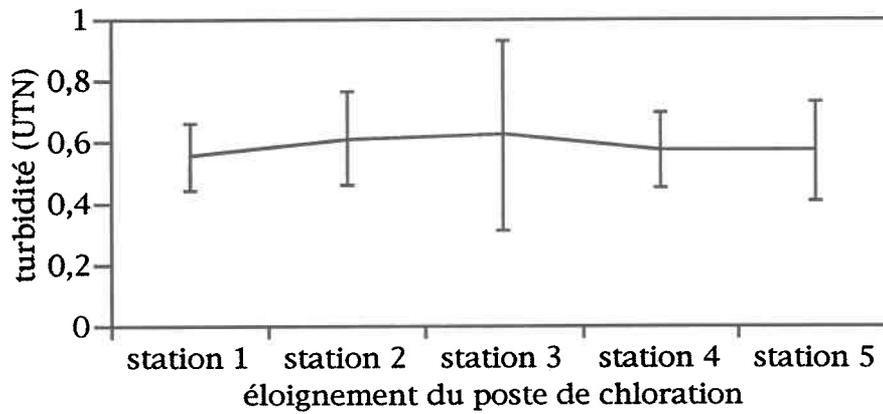
### 3.4 Turbidité

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, augmente la probabilité de la formation de THM ainsi que celle de la présence de métaux lourds et biocides (Gouvernement du Canada, 1987). La norme recommandée concernant la turbidité pour les eaux désinfectées est de un unité néphélométrique de turbidité (UTN), afin d'assurer une meilleure efficacité de la désinfection. Par ailleurs, un contrôle obligatoire beaucoup plus serré de ce paramètre sera exigé d'ici peu des exploitants d'eau potable par le Ministère de l'Environnement du Québec (Théberge, 1991). En général, les consommateurs refusent une eau dont la turbidité dépasse 1 UTN (Feuillet MENVIQ).

La figure 3.4a présente l'évolution temporelle de la turbidité de l'eau potable d'East-Broughton station aux cinq stations d'échantillonnage. Les courbes de turbidité des cinq stations semblent suivre un même patron. La turbidité augmente sensiblement et graduellement au cours des six premières campagnes d'échantillonnage. Les valeurs plus élevées du 12 août 1991 pourraient être expliquées par les précipitations du 9 au 11 août 1991 inclusivement (annexe D). Le 23 septembre 1991, la turbidité atteint 1,4 UTN à la station 3. À cette date, la couleur de l'eau était plus élevée à cet endroit (figure 3.5a) et la présence de particules en suspension dans l'échantillon d'eau, qui rendait difficile l'étape de filtration ultérieure lors des manipulations au laboratoire, fut observée. La présence de particules en suspension pourrait être due au détachement de biofilm dans cette section du réseau. Les résultats de la turbidité selon l'éloignement du poste de chloration sont présentés à la figure 3.4b. Statistiquement, il n'y a pas de différence significative entre les cinq stations d'échantillonnage (tableau 3.1).



**Figure 3.4a:** Évolution temporelle de la turbidité de l'eau en 1991  
(chaque point représente la moyenne de duplicatas)



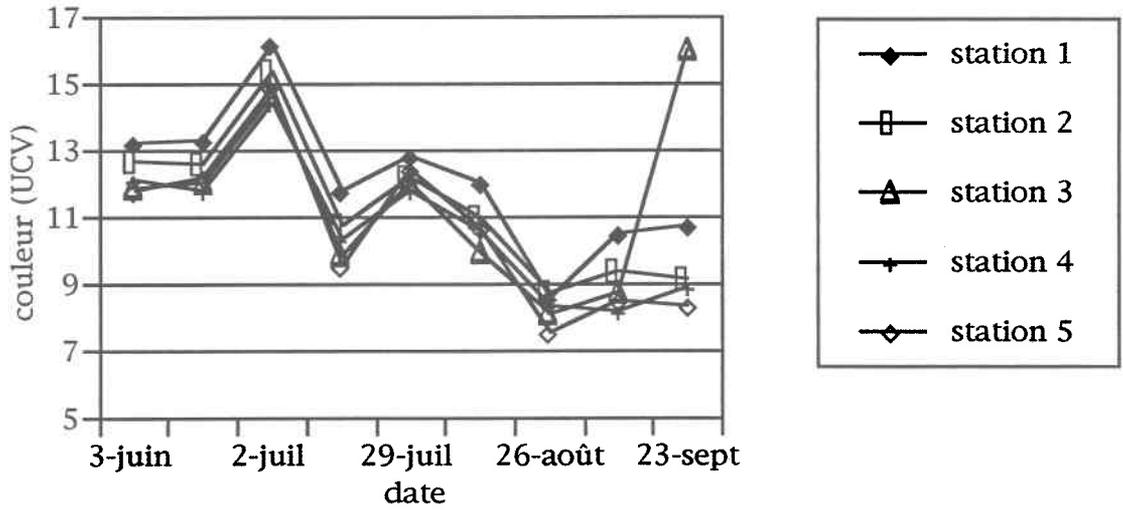
**Figure 3.4b:** Turbidité de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

### 3.5 Couleur

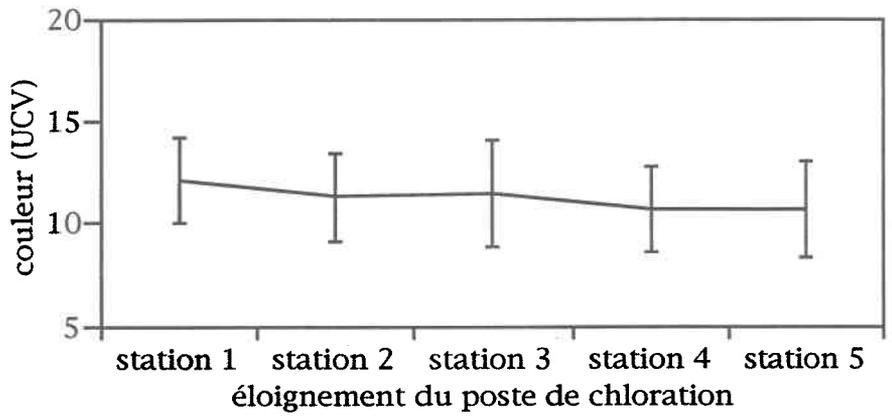
La coloration de la majeure partie des eaux de surface est généralement associée à des substances humiques, principalement des acides fulviques dissous (AWWA, 1971). Elle peut aussi résulter de la présence d'ions métalliques naturels (fer et manganèse), de plancton, de particules de tourbe, d'herbe,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

L'eau de consommation de la municipalité d'East-Broughton station a une coloration jaune-brune. Cette couleur pourrait être attribuée à des substances organiques telles que les substances humiques et la lignine présentes dans l'eau (McKay et McAleavey, 1988) et aux algues (Palmer, 1964).

La figure 3.5a présente l'évolution temporelle de la couleur de l'eau potable d'East-Broughton station aux cinq stations d'échantillonnage. La couleur de l'eau est exprimée en unités de couleur vraie (UCV), c'est-à-dire la couleur de l'eau débarrassée de ses matières en suspension. D'après les résultats, la coloration de l'eau potable d'East-Broughton station ne dépasse pas la norme de 15 UCV (Santé et Bien-être social Canada, 1982) pendant les neuf campagnes d'échantillonnage, à l'exception du 2 juillet 1991 et du 23 septembre 1991. La figure 3.5a montre également que la coloration de l'eau diminue en fonction du temps. Ceci pourrait être expliqué en partie par le développement de populations phytoplanctoniques dans le lac. En effet, les figures 3.7a et 3.8, représentant respectivement la concentration de chlorophylle "a" et le dénombrement du phytoplancton en fonction du temps, suivent la même tendance que la coloration. Des problèmes de couleur avaient été soulevés au lac Biwa au Japon et l'étude de Yagi *et al.* (1983) a permis de relier cette augmentation de la coloration de l'eau à l'augmentation de la population de phytoplancton dans le lac. En septembre 1991, la couleur de l'eau à la station 3 a passé de 8,8 UCV le 9 septembre à 16 UCV le 23 septembre dû à la grande quantité de débris (particules de rouille, grains de sable, plaques de biofilm, etc.) présents dans l'eau. La figure 3.5b représente la couleur de l'eau potable en fonction de l'éloignement du poste de chloration. Pour ce paramètre, l'analyse statistique montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les cinq stations d'échantillonnage.



**Figure 3.5a:** Évolution temporelle de la couleur de l'eau en 1991 (chaque point représente la moyenne de duplicatas)



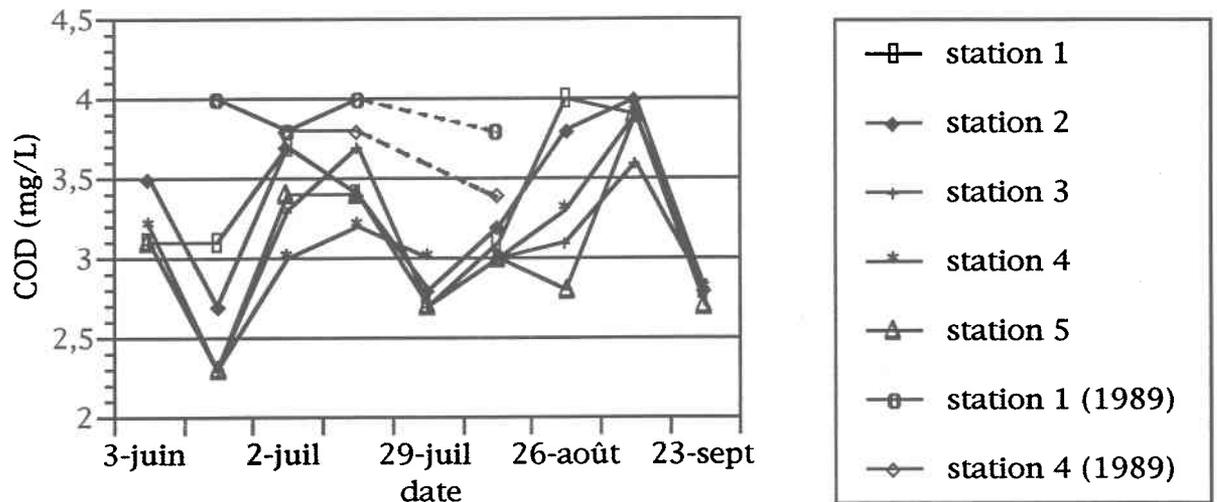
**Figure 3.5b:** Couleur de l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

### 3.6 Carbone organique dissous

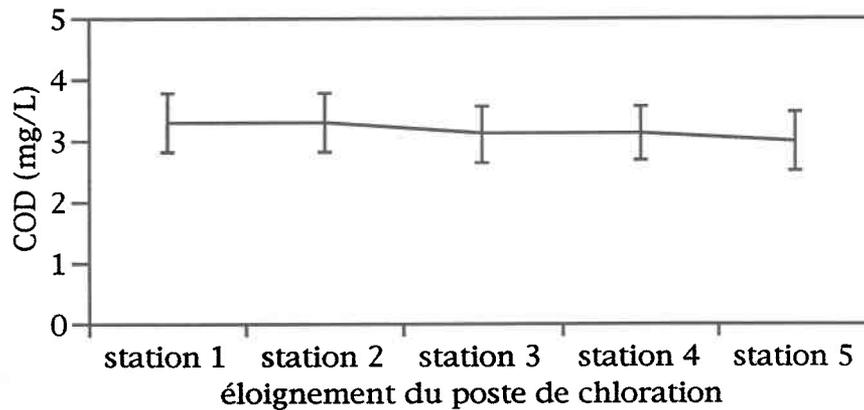
La matière organique provient d'apports autochtones et allochtones dans le lac. La source majeure d'apports autochtones est le phytoplancton (Wetzel et Rich, 1973). Les apports allochtones de matière organique, originant surtout de plantes terrestres, sont importés dans le lac par le drainage du bassin versant (Wetzel et Rich, 1973). Près de la totalité du carbone organique des eaux naturelles est constituée 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 mesuré, dans la plupart des études, sur des échantillons filtrés sur filtre de 0,5  $\mu\text{m}$  afin de les débarrasser de leur COP; ainsi, les concentrations de COD incluent fréquemment le carbone organique dû à une fraction significative de colloïdes, en plus du vrai carbone organique dissous (Lock *et al.*, 1977).

L'évolution temporelle du carbone organique dissous, présent dans l'eau potable d'East-Broughton station, aux cinq stations, est présentée à la figure 3.6a. Les concentrations les plus élevées de COD, en juillet 1991, seraient reliées à la production dans le lac, tandis qu'à la fin août-début septembre 1991, elles seraient reliées à la scénescence des organismes microscopiques et macroscopiques et à la décomposition du matériel organique. Toutes les courbes représentant chacune une station suivent une même tendance, c'est-à-dire que la variation globale du COD dans le temps est de 2,3 mg/L à 4,0 mg/L avec des minima le 17 juin, le 29 juillet et le 23 septembre 1991, et des maxima le 2 juillet, le 15 juillet, le 26 août et le 9 septembre 1991. La teneur moyenne globale de COD est 3,3 mg/L en 1991 tandis que celle de 1989 était plus élevée avec 3,8 mg/L. Actuellement, il n'existe pas de norme pour le COD dans 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 très légère diminution de la concentration de COD avec l'éloignement du poste de chloration qui pourrait être reliée à la présence de bactéries qui utilisent le carbone organique dissous biodégradable (CODB) (Desjardins *et al.*, 1991). Cependant, cette baisse de la teneur en COD n'est pas significative statistiquement (tableau 3.1).



**Figure 3.6a:** Évolution temporelle du carbone organique dissous dans l'eau en 1989 et en 1991 (chaque point représente la moyenne de duplicatas)



**Figure 3.6b:** Carbone organique dissous dans l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

Duchesne (1988) mentionne que la concentration de carbone organique total (COT) dans une conduite nouvellement installée à Ville de Laval (Montréal, Québec), 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. Le COT augmente dans ce réseau avec le temps. Une concentration de 100 millions de bactéries par 100 ml contribuent pour 1,7 mg/L du COT (Duchesne, 1988). Le carbone organique dissous est la source de carbone organique la plus importante dans l'eau potable (Brazos, 1986).

### **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). Dans les conduites, la croissance des bactéries et des actinomycètes est une source de goûts et d'odeurs (Montiel, 1983). 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 (Coallier et al., 1989). De plus, les bactéries mortes servent de source nutritive, établissant ainsi une véritable chaîne alimentaire dans les conduites du réseau (Brazos et O'connor, 1986).

#### **3.7.1 Analyse bactériologique**

Les résultats de l'analyse bactériologique (annexe A) reflètent probablement ce phénomène d'interférence entre les BHA et les coliformes. Un nombre trop élevé de BHA lors d'un test de colimétrie empêche les coliformes de croître sur le milieu de culture. Les données confirment la présence de microorganismes non coliformes, les BHA, en grande quantité et, la plupart du temps sauf en période estivale, 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 (tableau A.2). À la sortie du

poste de chloration, la quantité de BHA est inquiétante, car le dénombrement s'élève à 640 UFC/mL à une température d'incubation de 20°C et à 570 UFC/mL à 35°C. Ces valeurs dépassent la norme de 500 UFC/mL (Théberge, 1991). On associe aux BHA une endémie importante de gastro-entérites. D'autres espèces de bactéries sont retrouvées dans ce réseau (tableau A.2). Malheureusement, le dénombrement des actinomycètes qui sont d'importants producteurs de composés donnant des goûts et des odeurs, n'a pas été effectué. Le genre *Aeromonas*, qui n'est pas encore considéré comme pathogène primaire, mais qui est à l'origine de gastro-entérites, est retrouvé en concentration élevée dans l'eau traitée (>80 UFC/100 mL). Pourtant ce type de bactérie est sensible à la chloration de l'eau. Aux Pays-Bas, la norme est fixée à 20 UFC/100 mL à la sortie du poste de chloration et à 200 UFC/100 mL à l'extrémité du réseau. Le chlore résiduel libre étant généralement absent dans les conduites de cette municipalité (voir tableau A.1), cet organisme peut y proliférer. Le tableau A.2 montre des numérations de colonies atypiques présentes dans l'eau brute et dans l'eau traitée dépassant 80 UFC/100 mL. Le genre *Yersinia*, qui est considéré comme pathogène primaire d'origine animale causant des gastro-entérites, est un autre type de bactéries qui est retrouvé en quantité appréciable, autant dans les échantillons d'eau brute que dans les échantillons d'eau traitée. Cette espèce est résistante au chlore. Le 5 février 1990, le dénombrement de *Yersinia* s'élève à 13 UFC/100 mL alors que la norme ne tolère aucun de ces organismes dans les échantillons d'eau traitée. Le genre *Campylobacter* est une bactérie qui présente les mêmes caractéristiques que *Yersinia*; mais les résultats sont négatifs dans les échantillons d'eau brute, d'eau traitée et d'eau du réseau. En ce qui concerne le genre *Giardia*, qui est un endoparasite, les données indiquent qu'il est absent. Toutefois, il faut s'en méfier étant donné qu'un seul kyste peut causer la giardiase. Le tableau A.3 présente le dénombrement des coliformes totaux et fécaux dans le réseau de distribution. Il semble que les coliformes, totaux et fécaux, apparaissent dans la période estivale. En 1987, des problèmes de contamination par les coliformes ont été rencontrés pendant presque toute l'année avec des maxima d'au-delà 80 UFC/100 mL de coliformes totaux et de 14 coliformes fécaux en juillet. La situation s'est quelque peu améliorée en 1988, car de janvier à mars et de septembre à décembre, les résultats sont négatifs. Par contre, des numérations >80 UFC/100 mL de coliformes totaux sont observées en juillet. En 1989, ce n'est qu'en août et en septembre que les résultats, concernant les coliformes totaux, s'avèrent positifs. Aucun coliforme fécal n'a été détecté en 1989. Les résultats de 1990 et de 1991 sont conformes aux

normes de 10 coliformes totaux et de 0 coliformes fécaux. Cependant, l'absence de bactéries coliformes n'assure pas automatiquement que l'eau est d'une qualité microbiologique sans faille (Coallier et al., 1989).

Des quantités excessives de bactéries dans les réseaux de distribution rendent cette eau hygiéniquement inacceptable (Characklis, 1988). En plus de causer la détérioration des conduites (tubercules, corrosion), un nombre élevé de bactéries non coliformes peut agir comme pathogènes opportunistes (Characklis, 1988). Les études pilotes de Van der Wende et al. (1989) démontrent que les filtres lavés avec une eau non chlorée développent une flore bactérienne qui diminue la concentration de COT de l'affluent des filtres de 20 à 25%. De plus, l'effluent de ces filtres génère 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, permet de réduire de 50% le COT de l'eau produite et, par conséquent, d'abaisser significativement le nombre de bactéries totales retrouvées à l'extrémité du réseau. Damez (1982) mentionne aussi que le COT éliminé lors du traitement est la fraction de carbone la plus assimilable par les microorganismes, donc la partie la plus susceptible de susciter la recroissance.

Selon Buelow et al. (1976), aucun désinfectant n'est 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 (Duchesne, 1988). 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 se détacher 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).

Afin de mieux protéger la population desservie par ce petit réseau, la fréquence minimale d'échantillonnage proposée est de quatre prélèvements par mois pour fin d'analyse bactériologique. Des échantillons d'eau brute et d'eau traitée devraient être recueillis au poste de chloration. L'eau des conduites devrait être échantillonnée à divers endroits tels qu'aux extrémités, au centre et au début du réseau.

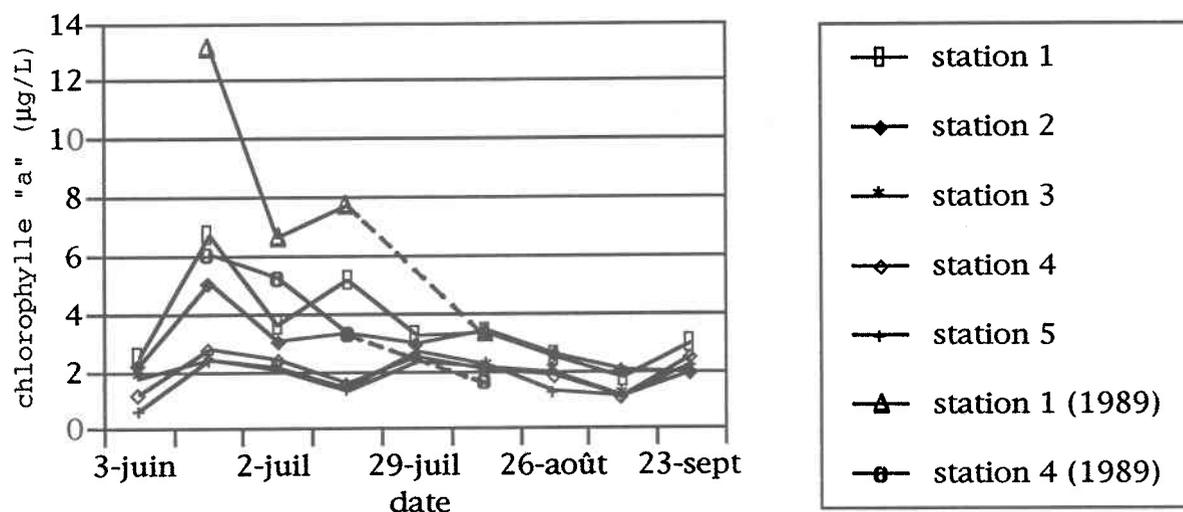
### 3.8 Biomasse chlorophyllienne

On utilise la chlorophylle "a" comme indicateur de la biomasse phytoplanctonique, puisqu'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.

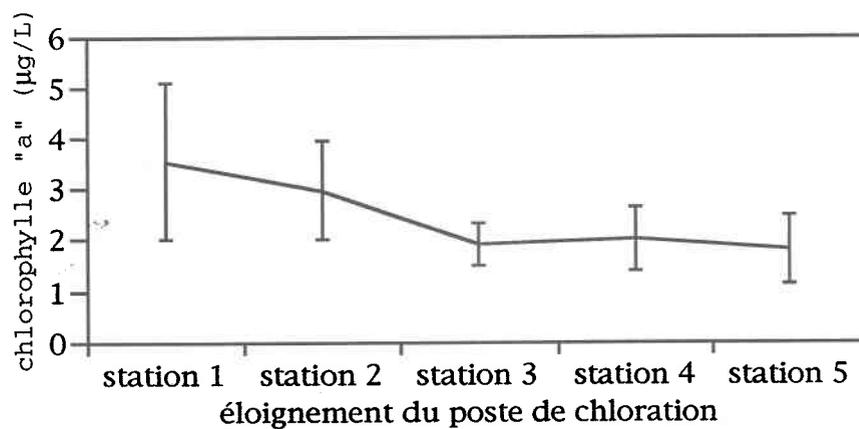
La figure 3.7a présente l'évolution temporelle de la concentration de chlorophylle "a" dans l'eau potable d'East-Broughton station, aux cinq stations d'échantillonnage. À la station 1, la concentration de chlorophylle "a" a atteint 6,77  $\mu\text{g/L}$  le 17 juin 1991 suggérant une activité photosynthétique maximale à cette date. Cette concentration est moins élevée que celle obtenue en 1989 où l'on avait observé une concentration de chlorophylle "a" de 13,18  $\mu\text{g/L}$  le 19 juin 1989 à cette station (Lessard, 1989). Cette réduction de la concentration de chlorophylle "a" est probablement due à l'ensoleillement persistant de l'été 1991 (annexe D) et à la température plus élevée de l'eau. Le rayonnement intense peut entraîner la dégradation de la chlorophylle (Wetzel et Rich, 1973). La densité de l'eau diminue avec l'élévation de la température favorisant ainsi les organismes mieux adaptés contre l'effet de la gravité. Les changements dans les espèces dominantes de phytoplancton peut affecter la concentration de chlorophylle "a" étant donné que chaque espèce contient une quantité différente de pigment chlorophyllien. Un autre maximum de moindre importance est observé le 15 juillet 1991. Ces maxima représenteraient la succession des différentes espèces ou groupes dans le temps (section 3.9). 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, l'activité et la biomasse des Diatomées augmentent, suivi rapidement d'un petit développement de Cyanobactéries et d'arrêts périodiques de croissance 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 (Talling, 1969; Lewis, 1978a, 1978b; Melack, 1979). En 1989, la moyenne des valeurs de concentration de chlorophylle "a" était de 5,98 µg/L (Lessard, 1989). Cette valeur est supérieure à celle obtenue en 1991, soit 2,5 µg/L.

Le développement plus important de phytoplancton dans le lac (figures 3.7a et 3.8) pourrait expliquer l'élévation de la couleur de l'eau potable d'East-Broughton station observée au début de juillet 1991 (figure 3.5a). Les résultats de l'analyse statistique des données brutes de chlorophylle "a" (tableau 3.1) ne sont pas considérés, car les variances sont hétérogènes et les résidus ne suivent pas la loi normale. Les résultats du tableau 3.2 (données transformées) révèlent qu'il y a une différence significative entre la station 1 (eau brute) et les stations 3, 4 et 5 (eau du réseau) qui sont semblables entre elles. Cette différence pourrait être expliquée par la destruction des cellules phytoplanctoniques par l'ajout du bioxyde de chlore et du temps de contact. La station 2 n'est pas significativement différente de la station 1 en raison du temps de réaction insuffisant entre le bioxyde de chlore et le phytoplancton. La station 2 est significativement différente de la station 5, ce qui est probablement dû à la dégradation de la chlorophylle "a" en l'absence prolongée de lumière. Les stations 2, 3 et 4 sont semblables. La figure 3.7b montre que l'ajout de bioxyde de chlore est efficace dans la destruction de certains organismes phytoplanctoniques. En effet, la concentration de chlorophylle "a" diminue de près de la moitié suite à l'ajout de l'oxydant. Cependant, certaines espèces de phytoplancton (voir section 3.9) résistent à la chloration et c'est probablement pour cette raison que le pigment chlorophyllien est retrouvé dans le réseau. Plusieurs chercheurs (Lalezary *et al.*, 1986; Bartels *et al.*, 1986) ont démontré que l'addition d'oxydants à l'eau n'est pas efficace pour détruire les produits métaboliques responsables des goûts et des odeurs. Selon Ashitani *et al.* (1988), un oxydant fort n'a pour effet que de lyser les parois cellulaires de certaines algues planctoniques et ainsi davantage de composés odorants sont relâchés dans l'eau.



**Figure 3.7a:** Évolution temporelle de la chlorophylle "a" dans l'eau en 1989 et en 1991 (chaque point représente la moyenne de duplicatas)



**Figure 3.7b:** Chlorophylle "a" dans l'eau en fonction de l'éloignement du poste de chloration en 1991

### 3.9 Phytoplancton

L'identification et le dénombrement des organismes phytoplanctoniques par unité de volume est une méthode communément utilisée parce qu'elle renseigne sur le stade évolutif du milieu: certaines algues tolèrent mieux que d'autres les milieux fortement enrichis. Cette méthode éclaire également sur l'utilisation du milieu par les 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 petite taille 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, retrouvés dans les eaux de surface destinées à la consommation, émettent dans le milieu aquatique des médiateurs chimiques (produits métaboliques) qui vont, lorsque les algues abondent, entraîner des nuisances pour l'eau potable: précurseurs de composés haloformés, produits à goûts intenses et variés (Palmer, 1964), producteurs de couleur (Falconer et al., 1989) et de turbidité (Wetzel, 1983).

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

Des membres de plusieurs groupes d'algues (Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, Chlorophyceae et Bacillariophyceae) et de Cyanobactéries sont identifiés pour donner des odeurs caractéristiques à l'eau quand la phase de croissance de ces organismes est à son maximum. Le tableau 3.3 (Falconer et al., 1989) montre les plus importantes espèces d'algues et de Cyanobactéries qui altèrent le goût et l'odeur de l'eau potable.

**Tableau 3.3: Espèces représentatives des algues causant des goûts et des odeurs**

<b>Cyanophyceae</b>	<b>Bacillariophyceae</b>	<b>Chlorophyceae</b>	<b>Flagellés*</b>
<i>Anabaena circinalis</i>	<i>Asterionella gracillima</i>	<i>Chara vulgaris</i>	<i>Ceratium hirundinella</i>
<i>Anabaena planctonica</i>	<i>Cyclotella compta</i>	<i>Cladophra insignis</i>	<i>Chlamydomonas globosa</i>
<i>Anacystis cyanea</i>	<i>Diatoma vulgare</i>	<i>Cosmarium portianum</i>	<i>Chrysosphaerella longispina</i>
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	<i>Stephanodiscus niagarae</i>	<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	<i>Cryptomonas crosa</i>
<i>Cylindrospermum musicola</i>	<i>Synedra ulna</i>	<i>Glococystis planctonica</i>	<i>Dinobryon divergens</i>
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	<i>Tabellaria fenestrea</i>	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	<i>Euglena sanguinea</i>
<i>Oscillatoria curviceps</i>		<i>Nitella gracilis</i>	<i>Glenodinium palustre</i>
<i>Rivularia haematites</i>		<i>Pediastrum tetras</i>	<i>Mallomonas caudata</i>
		<i>Scenedesmus abundans</i>	<i>Pandorina morum</i>
		<i>Spirogira majuscula</i>	<i>Peridinium cinctum</i>
		<i>Staurastrum paradoxum</i>	<i>Synura uvella</i>
			<i>Uroglenopsis americana</i>
			<i>Volvox aureus</i>

\*Chrysophyceae, Euglenophyceae, etc.

Le genre *Dinobryon* (Chrysophycées) donne une odeur de poisson à l'eau lorsqu'il est en quantité suffisante. 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). *Anabaena*, contient des espèces qui sont des productrices majeures de géosmine (Sigworth, 1957; Lloyd, 1939; Riddick, 1951). 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 à l'ingestion d'une eau contenant une grande quantité de Cyanobactéries toxiques. Il a été 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 au tableau F.1. La classe des Cyanophycées comporte 16 genres tandis que les Bacillariophycées, les Chrysophycées, les Cryptophycées et les Chlorophycées sont respectivement constituées de cinq, de quatre, d'un et de sept genres. Le tableau F.2 et la figure 3.8 représentent l'évolution temporelle du nombre de cellules ou colonies par mL de chaque classe d'organismes chlorophylliens à la station 1. Le tableau F.3 identifie le genre dominant pour chaque classe d'organismes phytoplanctoniques à la station 1. La figure 3.8 montre le patron de la succession saisonnière de chacune des classes de phytoplancton qui existe dans le Lac du Cinq en 1991.

À la fin du printemps 1991, le genre *Mallomonas* appartenant à la classe des Chrysophycées domine en atteignant 1241 cellules/mL le 17 juin. Cette classe d'organismes phytoplanctoniques nécessite des vitamines pour sa croissance (Wetzel, 1983). Si l'échantillonnage du phytoplancton avait commencé au début de mai 1991, les Diatomées auraient probablement été la classe dominante, car elles requièrent un environnement riche en nutriments et en silice (Wetzel, 1983) et le brassage printanier de la masse d'eau du lac a pour effet de relarguer les éléments nutritifs contenus dans les sédiments. Les nutriments deviennent alors disponibles pour les Diatomées. Cette classe d'algues produit les vitamines nécessaires au développement des populations de Chrysophycées. Ce dernier groupe d'algues succède donc aux Diatomées parce que d'une part, il est moins exigeant en nutriments (azote, phosphore) que les Diatomées et, d'autre part, il a besoin de vitamines produites par les Diatomées (Wetzel, 1983). La figure 3.8 montre ce phénomène de commensalisme. La courbe représentant le nombre de Bacillariophycées (Diatomées) par millilitre augmente graduellement pour

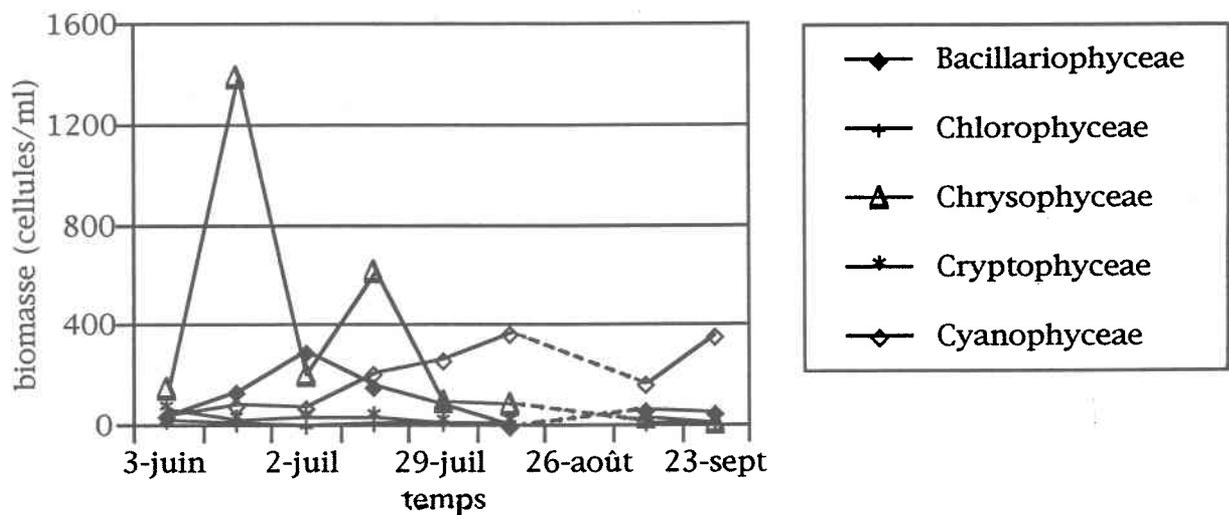
atteindre son maximum le 2 juillet 1991. Le 15 juillet 1991, le nombre de Chrysophycées, composées à ce moment de *Mallomonas*, de *Dinobryon*, de *Ceratium* et de *Conradocystis*, connaissent une dominance, mais celle-ci est moins importante que la première avec 613 cellules/mL. Par la suite, le nombre de cellules de Chrysophycées s'abaisse graduellement avec la diminution du nombre de cellules de Diatomées, c'est-à-dire avec l'appauvrissement du milieu en vitamines.

La population de Cyanophytes, dont le genre dominant est *Chroococcus*, augmente graduellement en fonction du temps suivant probablement la diminution de la concentration d'éléments nutritifs disponibles et atteint un maximum de 179 cellules ou colonies/mL le 12 août 1991. Les Cyanophycées deviennent dominantes dès le 29 juillet 1991. Ces organismes primitifs, qui possèdent à la fois des caractéristiques des bactéries et des algues, peuvent capter l'azote gazeux comme élément nutritif pour croître (Wetzel, 1983). Les Chlorophycées sont très peu abondantes avec moins de 15 cellules/mL parce que cette classe préfère les milieux eutrophes ou pollués (Palmer, 1964). Les Cryptophycées sont faiblement représentées par *Cryptomonas* dont le nombre de cellules/mL se situent entre trois et 66.

En 1989, à cette même station, la composition des populations de phytoplancton était différente. Les différences observées en 1989 et en 1991 peuvent être expliquées par d'importants facteurs qui contrôlent la croissance et la succession des organismes. Ces facteurs sont la lumière, la température, la disponibilité des nutriments inorganiques et organiques et des vitamines, la compétition pour différentes ressources et la prédation par d'autres organismes (Wetzel, 1983). Chaque espèce d'algues et de Cyanobactéries possède un niveau de tolérance par rapport à ces facteurs et ces populations croissent rapidement lorsque la combinaison de ces différents facteurs est optimale (Wetzel, 1983).

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 par *Asterionella*, *Tabellaria* et *Cyclotella*, et les Cyanophycées sont retrouvées intactes suite à la chloration de l'eau brute de la municipalité en question (Lessard, 1989). Les Chrysophycées sont complètement éliminées par le bioxyde de chlore, cependant leurs produits

métaboliques odorants ne sont pas détruits (Lalezary *et al.*, 1986). Quelques Cryptophycées et Chlorophycées sont présentes dans l'eau du robinet. Celles-ci peuvent servir de transport pour les bactéries qui vivent à l'intérieur des réseaux de distribution et sont souvent pathogènes (Falconer *et al.*, 1989). Ces bactéries sont protégées de l'effet léthal du chlore résiduel libre parce qu'elles sont contenues dans une substance gélatineuse entourant les cellules phytoplanctoniques (Allantine, 1956).



**Figure 3.8:** Évolution temporelle du nombre d'organismes phytoplanctoniques présents dans l'eau de la station 1 en 1991

### 3.10 Goûts et odeurs

Le tableau G.1 (annexe G) présente l'identification des goûts et des odeurs de l'eau du réseau de distribution d'eau potable d'East-Broughton station à l'été 1991. La typologie des goûts et des odeurs physico-chimiques (exemple: chlore) n'ont pas été détectés par les citoyens. Par contre, des goûts et des odeurs biologiques ont été détectés. Les résultats montrent, qu'en général, les goûts et les odeurs de l'eau sont surtout de type terreux. Les principales substances responsables des goûts et des odeurs de terre sont la géosmine et le MIB, lesquelles sont des produits du métabolisme des actinomycètes, des Cyanobactéries (Namkung et Rittman, 1987; Palmer, 1964) et de certaines algues (Palmer, 1964). En effet, le réseau de distribution présente des problèmes de contamination bactérienne (section 3.7) pouvant favoriser la production de composés odorants. Les Cyanophycées sont également présentes dans l'eau potable d'East-Broughton station. En effet, 16 genres ont été identifiés (tableau F.1) dont certains (exemple: *Anabaena*, *Microcystis*, *Gomphosphaeria*, *Oscillatoria*) sont des producteurs importants de MIB et de géosmine.

Les trois premières campagnes d'échantillonnage indiquent la présence d'un goût et d'une odeur de poisson. Cette période correspond à la phase de croissance des Chrysophycées dont le genre dominant est *Mallomonas* (section 3.9). Certains auteurs (Malpas, 1965; Coote, 1950) reconnaissent que les goûts et les odeurs de poisson et de moisi sont causés par *Mallomonas* qui est un producteur de géosmine et de MIB (Medsker et al., 1968). Aussi, les Bacillariophycées sont bien représentées aux mois de juin et juillet 1991. Deux genres rencontrés dans l'eau étudiée, *Asterionella* et *Tabellaria*, sont les plus reconnus parmi les Diatomées pour produire des composés donnant des odeurs et des goûts de poisson lorsqu'elles sont en quantité suffisante (Falconer et al., 1989; Palmer, 1964).

La présence sporadique de goûts et d'odeurs de rouille et de fer à la station 3 le 29 juillet et le 12 août 1991 et à la station 5 le 2 juillet 1991, serait reliée à des produits de la corrosion (AWWA, 1987).

Les figures 3.9a, 3.9b et 3.9c, ainsi que le tableau G.2 (annexe G), représentent l'évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C,

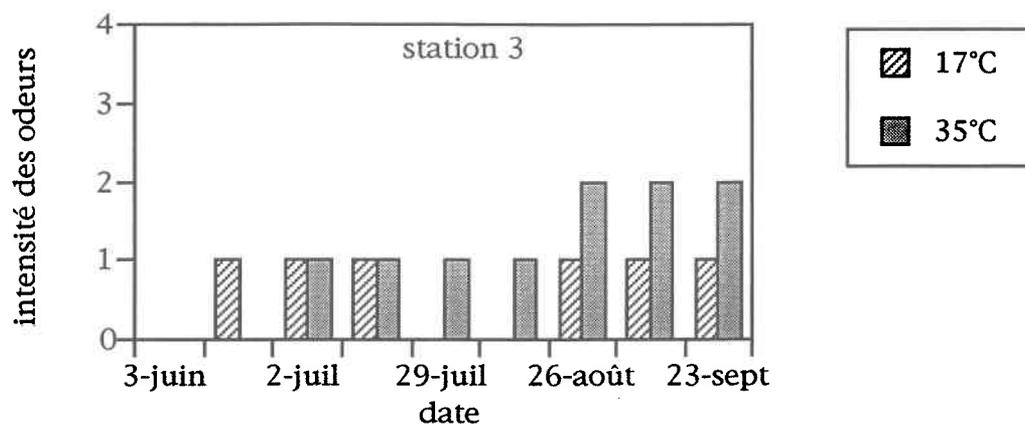
respectivement aux stations 3, 4 et 5. Ces figures montrent que, d'une manière générale, les trois citoyens(nes) sont plus sensibles à percevoir les odeurs lorsque la température de l'eau est plus élevée. Suffet et al. (1988) et Alexander et al. (1982) ont obtenu le même résultat concernant l'effet de la température sur la sensibilité à détecter les goûts et les odeurs dans l'eau. La différence entre la station 3 et les stations 4 et 5 pourrait être reliée en grande partie à la sensibilité de chaque personne à détecter les odeurs. Cette différence pourrait aussi être expliquée par l'état et le diamètre des conduites. La station 3 est située dans la partie la plus ancienne du réseau, là où l'eau circule difficilement en raison de l'accumulation de débris sur la paroi interne de la conduite de 10,2 cm de diamètre (communication personnelle, monsieur Normand Guay, employé municipal). Les composés organiques odorants d'origine algale pourraient être retenus par le biofilm résultant ainsi d'une diminution de la quantité de composés odorants dans l'eau du robinet à la station 3. Les conduites alimentant en eau les stations 4 et 5 sont assez récentes et ont un plus grand diamètre interne que celle de la station 3.

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 et le 12 août 1991, à 35°C. En se référant à la figure 3.8, représentant le nombre d'organismes phytoplanctoniques par mL, à cette période correspond la phase de croissance des Cyanophycées, dont les genres dominants sont respectivement *Gomphosphearia* et *Chroococcus* (voir annexe F, tableau F.3). Ces genres sont reconnus pour leurs produits métaboliques (MIB et géosmine) donnant des goûts et des odeurs à l'eau. La figure 3.8 montre également la scénescence des Chrysophycées et des Diatomées: lorsque la cellule vieillit, la membrane cellulaire devient plus perméable et libère une plus grande quantité de produits métaboliques odorants dans l'eau. L'absence de données concernant les bactéries vivant à l'intérieur du réseau ne permet pas de faire une relation avec les odeurs produites à ce moment. Des odeurs de poisson, dont l'intensité varie de modéré à désagréable, sont perçues le 3 juin 1991 et le 2 juillet 1991 aux stations 3 et 4. La figure 3.8 permet de relier ces goûts et ces odeurs de poisson aux Bacillariophycées (genre dominant: *Asterionella*) et aux Chrysophycées (genre dominant: *Mallomonas*). Une étude (Lessard, 1989) a démontré que les

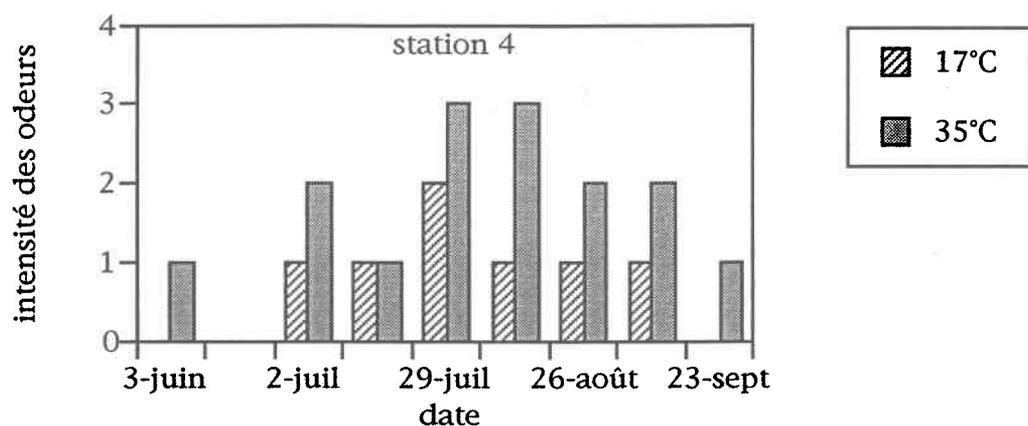
Chrysophycées qui étaient présentes en grande quantité dans l'eau du Lac du Cinq sont absentes dans l'eau traitée au bioxyde de chlore; par contre les Diatomées ne sont pas détruites par cet oxydant. La destruction des Chrysophycées entraîne la libération des composés métaboliques intracellulaires odorants dans l'eau. La citoyenne de la station 5 juge que les odeurs de l'eau sont modérées à très désagréables. Les odeurs très désagréables de terre sont observées, à 35°C, les 15 et 29 juillet 1991. À 17°C, l'intensité des odeurs est, en général, modérée à la station 5. Vers la fin de juillet 1991, le citoyen de la station 3 n'a pas détecté, comme les citoyennes des stations 4 et 5, des odeurs très désagréables de terre: il a plutôt été détecté des odeurs et des goûts de rouille. Ce résultat suggère des problèmes importants de corrosion des conduites dans la section la plus ancienne du réseau.

Le tableau G.3 (annexe G) 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, respectivement aux stations 3, 4 et 5. 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 modéré à très désagréable. Ce goût très désagréable de terre et de marécage a été rapporté le 23 septembre 1991 lorsque des particules en suspension avaient été observées à la station 3. Les citoyennes des stations 4 et 5 jugent que l'intensité des goûts de l'eau 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.

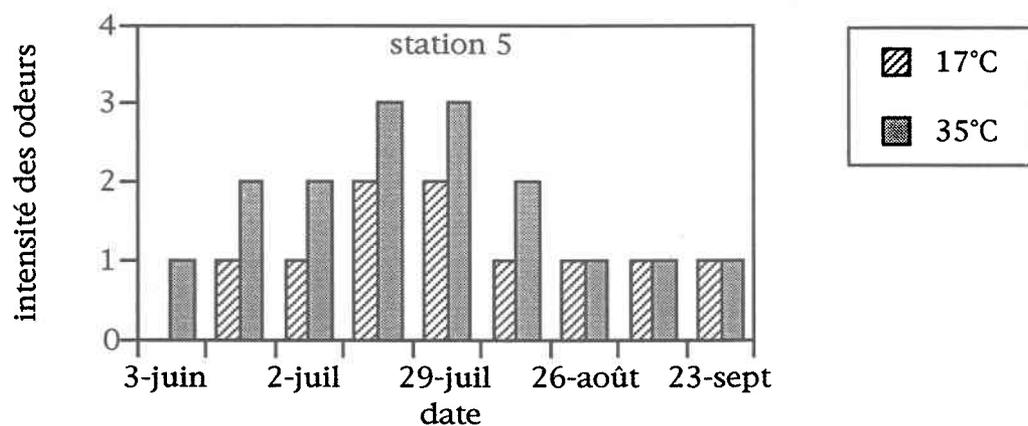
Les goûts et les odeurs auraient une origine commune: pour un même échantillon, si les citoyens perçoivent une odeur de terre, ils perçoivent également un goût de terre (tableau G.1, annexe G); les figures 3.9a et 3.9d suivent la même tendance; les figures 3.9b et 3.9e suivent la même tendance; les figures 3.9c et 3.9f suivent la même tendance à l'exception des deux premières campagnes d'échantillonnage et de la dernière où le goût est perçu plus fortement que l'odeur.



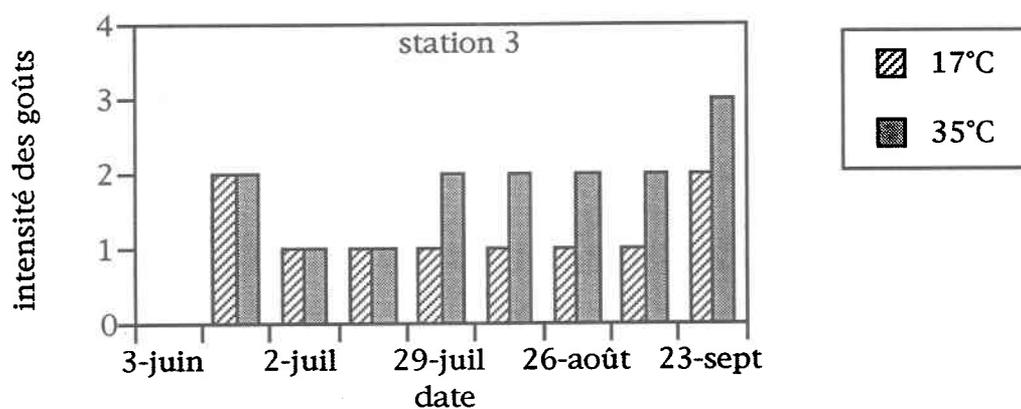
**Figure 3.9a:** Évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3 (1991)



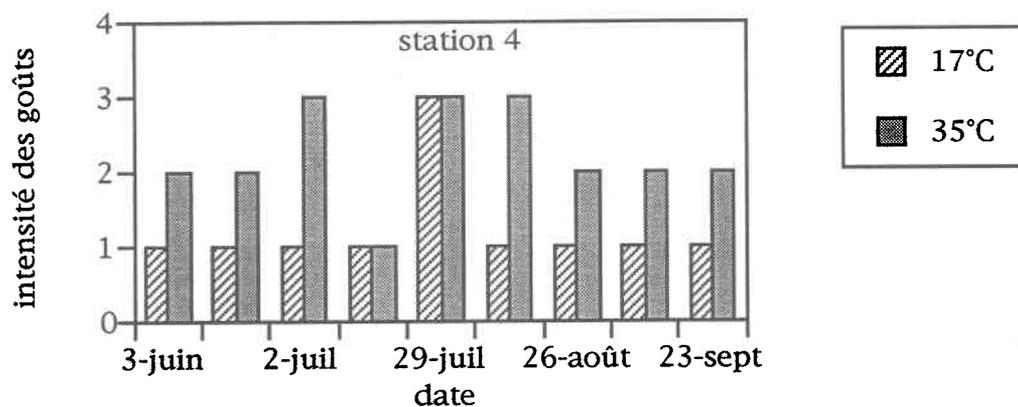
**Figure 3.9b:** Évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 4 (1991)



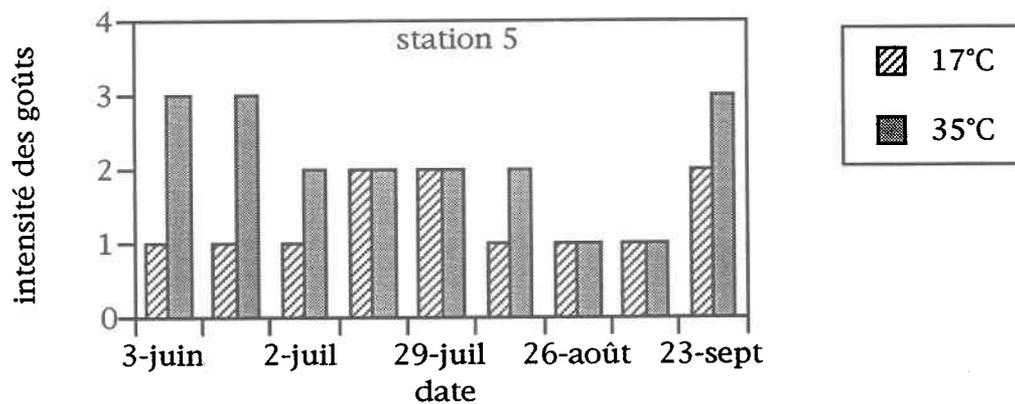
**Figure 3.9c:** Évolution temporelle de l'intensité des odeurs de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5 (1991)



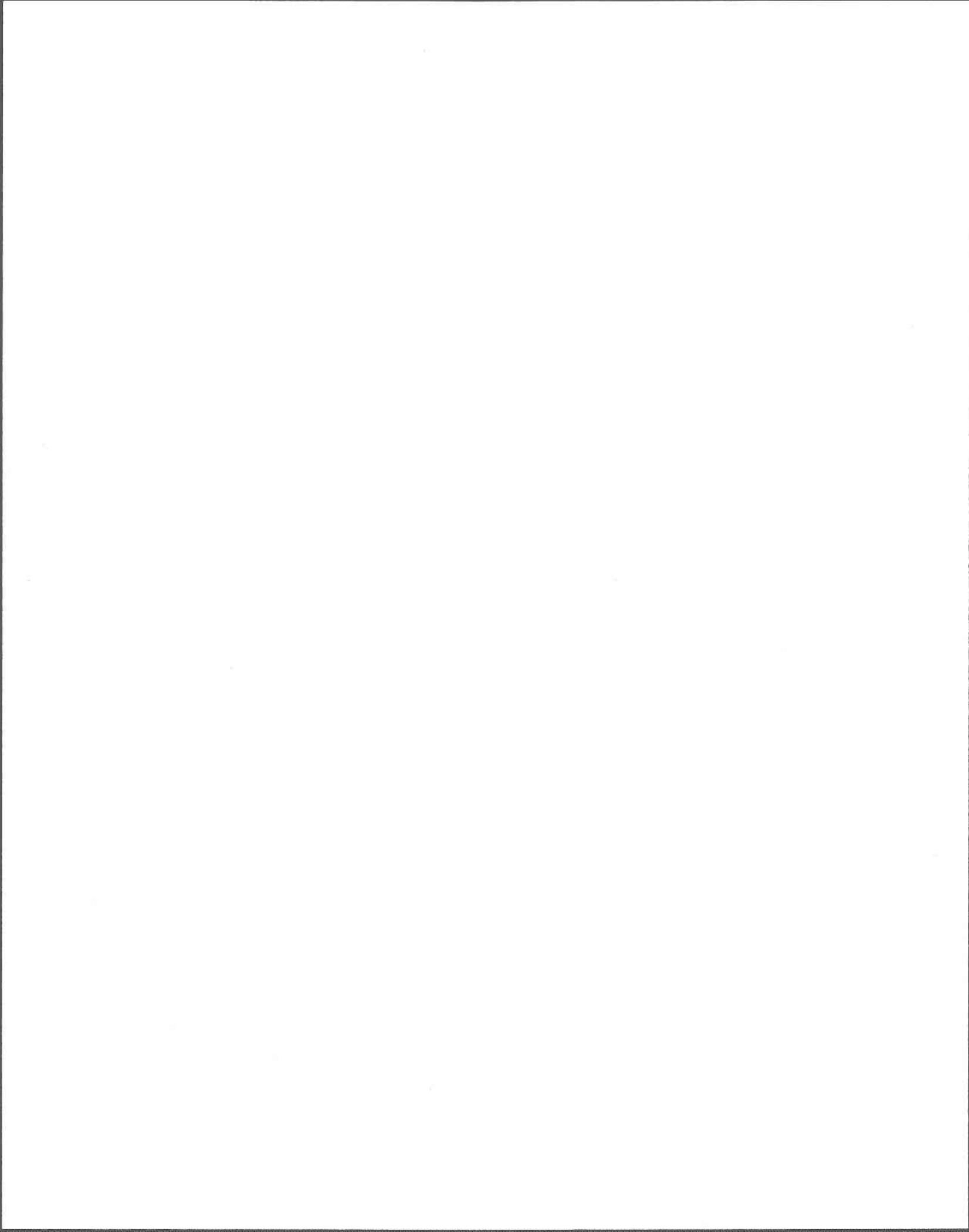
**Figure 3.9d:** Évolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 3 (1991)



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

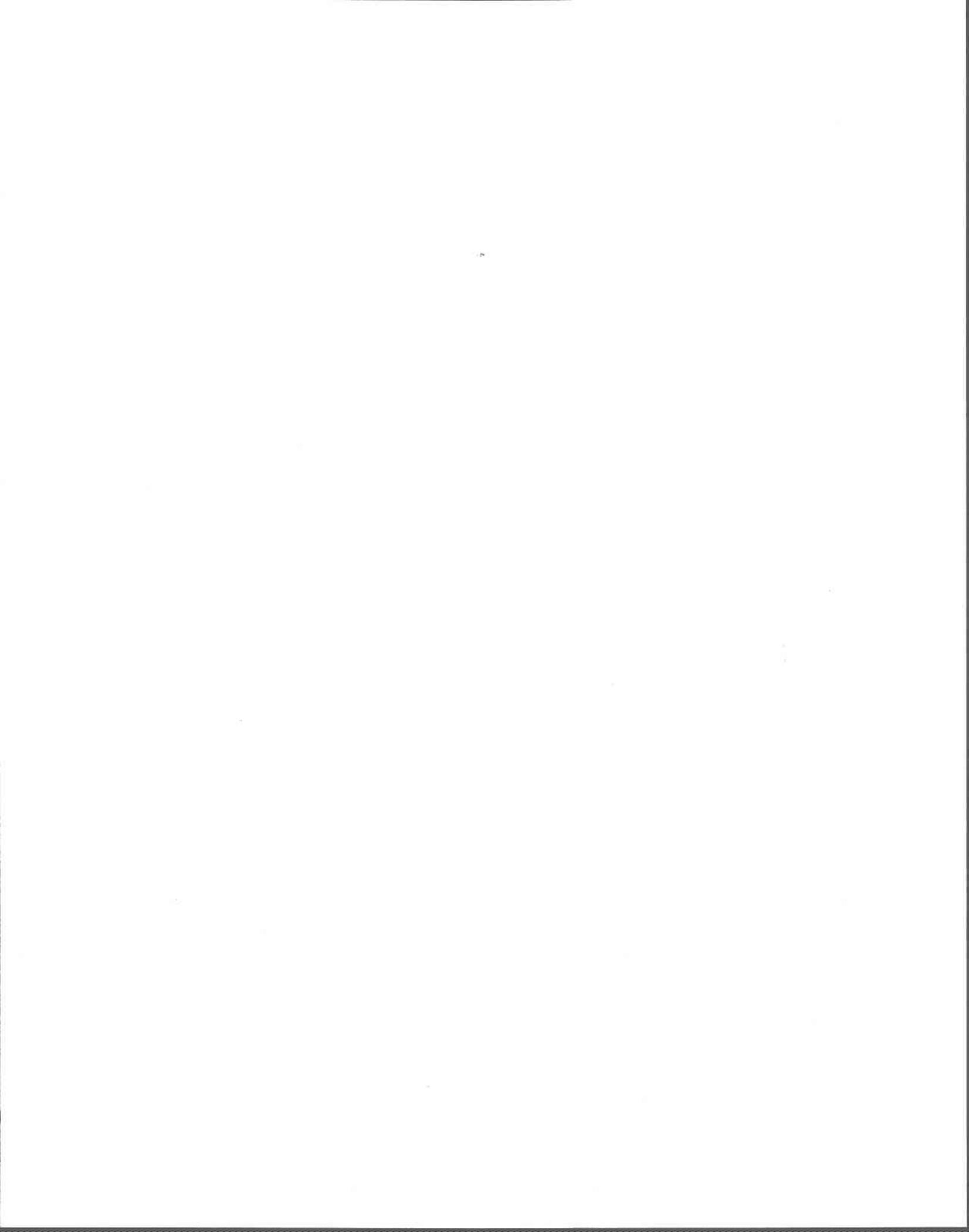


**Figure 3.9f:** Évolution temporelle de l'intensité des goûts de l'eau potable, à 17°C et à 35°C, à la station 5 (1991)



## **CHAPITRE 4**

### **PROPOSITION D'UNE FILIÈRE DE TRAITEMENT ET D'UNE USINE PILOTE POUR L'EAU D'EAST-BROUGHTON STATION**



## CHAPITRE 4: PROPOSITION D'UNE FILIÈRE DE TRAITEMENT ET D'UNE USINE PILOTE POUR L'EAU D'EAST-BROUGHTON STATION

### 4.1 Introduction

L'étude de la qualité de l'eau potable de la municipalité d'East-Broughton station révèle que les nuisances organoleptiques seraient d'origine biologique plutôt que d'origine physico-chimique. La littérature démontre que certaines espèces de phytoplancton, trouvées dans l'eau potable d'East-Broughton station, sont reconnues pour produire des composés responsables des goûts et des odeurs (sections 3.8 et 3.9). Les principales substances produites par ces organismes phytoplanctoniques sont la géosmine et le MIB. De plus, le réseau d'eau potable connaît des problèmes de contamination bactérienne (section 3.7). Les bactéries vivant à l'intérieur des conduites produisent également de la géosmine et du MIB. L'étape suivante est de déterminer quel type de filière de traitement pourrait remédier, avec succès, à ces problèmes. Une considération importante dans l'application de technologies pour le contrôle des goûts et des odeurs causés par le MIB et la géosmine est leur faible indice d'odeur, leur apparition saisonnière et épisodique (Pirbazari *et al.*, 1993).

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 quant à la configuration des filières de traitement (De Laat *et al.*, 1991). Cela s'est traduit en particulier et 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 en tant que traitement d'affinage (Rice, 1987).

### 4.2 Charbon actif

Le charbon actif granulé (CAG) 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). Toutefois, le nombre d'usines utilisant le CAG comme traitement est probablement beaucoup plus élevé aujourd'hui (AWWA, 1987). Le CAP est habituellement utilisé en combinaison avec les traitements de clarification. Introduit en continu dans l'eau avec les réactifs de floculation, il se trouve inséré dans les floccs et est ensuite extrait de l'eau avec eux (Degrémont, 1989).

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 trihalométhanes...) (De Laat et al., 1991). Aux Etats-Unis, le CAG est communément utilisé, en premier étape, dans la filtration rapide conventionnelle (filtre adsorbant) pour l'enlèvement de substances organiques, en particulier celles responsables des goûts, des odeurs et de la turbidité (Graese et al., 1987). En Europe, le CAG n'agit que comme adsorbant (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 du 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 de la concentration de CAP (exemple: surdosage en cas de pointe de pollution); ces modifications ne sont pas nécessaires lorsque le CAG est utilisé (AWWA, 1987). Le CAG, dans un lit fixe, favorise une utilisation plus efficace du charbon, c'est-à-dire que plus de pores du charbon sont occupés, en plus de pouvoir être réutilisé suite à une régénération (Herzing et al., 1977).

Aux Etats-Unis, le CAG est habituellement utilisé dans le contrôle des odeurs (Herzing et al., 1977). Plusieurs chercheurs (McGuire et Gaston, 1988; Montiel, 1983) ont démontré que le CAP n'est pas aussi efficace que le CAG pour le contrôle des goûts et des odeurs.

#### 4.4 Contrôle des goûts et des odeurs

Les goûts et les odeurs sont fréquents dans l'eau potable et peuvent provenir d'une variété de sources (chapitre 1). Universellement, il semble que les problèmes de goûts et d'odeurs sont généralement causés par le MIB et la géosmine (Mallevalle et Suffet, 1987). Ces substances sont des produits métaboliques modérément volatils de certaines espèces d'actinomycètes (Gerber, 1983), de cyanophytes (Jüttner, 1984) et d'algues (Palmer, 1964).

Une étude réalisée en 1974 aux Etats-Unis et au Canada par l'AWWARF (American Water Works Association Research Foundation), 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 (AWWA, 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 (section 1.5.5) comme le chlore, le bioxyde de chlore, l'ozone et le permanganate de potassium sont communément utilisés (Namkung et Rittmann, 1987). Les procédés d'adsorption (section 1.5.6) 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 (quantité de chlore nécessaire à l'oxydation des matières réductrices, à la désinfection au moment même de l'application et à un surplus pour la protection du réseau) (Tardat-Henry et Beaudry, 1984), la coagulation à l'alun, la flocculation, la sédimentation et la filtration rapide sur sable, ne peut pas enlever les composés à odeur de moisi dissous dans l'eau (Ando et al., 1992). En se basant sur des études de traitement en système pilote, Hrubec et de Kruijf (1983) supposent qu'un 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. 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 (Vik et al., 1988). La dégradation biologique de la géosmine par *Bacillus cereus* prend place aussitôt (Vik et al., 1988). L'ozone résiduel dans l'eau peut causer une destruction physique des particules de charbon, spécialement dans la période correspondant aux concentrations élevées

d'ozone, et de cette façon, l'enlèvement du MIB et de la géosmine est moins efficace (Vik et al., 1988). De plus, les composés de faible masse molaire produits par l'ozonation peuvent compétitionner avec la géosmine et le MIB pour les sites d'adsorption, ce qui se traduit par un enlèvement moins efficace des deux composés odorants (Vik et al., 1988). De ces différentes méthodes, le charbon actif est le plus souvent utilisé et le plus efficace pour l'enlèvement des composés donnant des goûts et des odeurs (Herzing et al., 1977).

#### 4.5 Durée de vie des filtres adsorbants

Le CAG est utilisé sous forme de lit filtrant qui est traversé par l'eau à traiter. Les composés en solution sont soumis à une extraction en surface du lit et l'eau, progressivement débarrassée de ses polluants, rencontre des fractions de CAG de moins en moins saturées (Degrémont, 1989). La durée de vie d'un lit filtrant est fonction de la capacité utile du charbon (Degrémont, 1989). Cette capacité est elle-même fonction de deux choses: la profondeur du lit et la vitesse d'échange. Plus un lit est profond, plus il tolère des fronts d'adsorption allongés sans fuite excessive tout en assurant une parfaite saturation de la couche supérieure (Degrémont, 1989). Plus la vitesse d'échange est élevée, plus la quantité d'adsorbat retenu est grande et plus la saturation du lit de CAG est rapide (Herzing et al., 1977). La plupart des lits de CAG ont de longues durées de vie en ce qui concerne les odeurs d'origine biologique (Herzing et al., 1977). Graese et al. (1987) rapportent que les filtres adsorbants sont efficaces pour l'enlèvement d'une variété de composés organiques donnant des goûts et des odeurs pour une période de 6 mois à 5 ans. Les raisons pouvant expliquer la large gamme observée des durées de vie d'un lit de CAG, concernant l'enlèvement de substances responsables 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 Compétition de l'adsorption sur CAG

Les molécules peu polaires génératrices de goûts et d'odeurs et celles dont la masse molaire est relativement élevée sont, pour des raisons différentes, bien adsorbées sur les charbons (Degrémont, 1989). Herzing et al. (1977) ont démontré que le MIB et la géosmine sont fortement adsorbés par le CAG. Les résultats obtenus

par Herzing et al. (1977) suggèrent que la durée de vie du lit de CAG pour l'adsorption des substances produisant des goûts et des odeurs, comme le MIB et la géosmine, devrait être longue.

Lorsque le CAG est employé dans le traitement de l'eau, les substances humiques sont importantes, car elles affectent le degré d'adsorption des composés indésirables (Herzing et al., 1977). Les substances humiques, ou la matière organique naturelle, sont constituées d'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 de faibles valeurs de pH, en acides fulviques qui sont solubles à toutes les valeurs de pH et en humines insolubles (Schnitzer et Khan, 1972). Les acides humiques tendent généralement à être de masse molaire plus élevée et possèdent un contenu en oxygène plus faible que les acides fulviques (Herzing et al., 1977). Les molécules d'acides humiques sont beaucoup plus grosses que celles responsables des odeurs. Lorsque l'eau contient une grande quantité d'acides fulviques et humiques, celles-ci compétitionnent avec la géosmine et le MIB pour les sites d'adsorption (même situés à l'intérieur du réseau microporeux) et, leur rétention réduit ainsi la capacité du charbon et sa 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 grande 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 sur le CAG servent de substrat pour les bactéries, favorisant ainsi le développement d'un biofilm. Les interactions entre l'adsorption et la biodégradation dans un lit de CAG biologiquement actif ne sont pas complètement comprises (DeWaters et DiGiano,

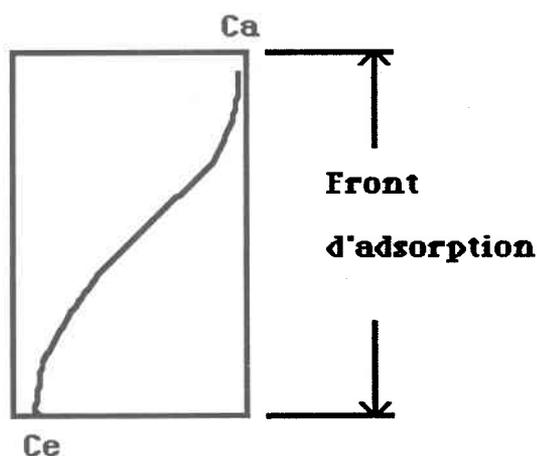
1990). Silvey et al. (1976) rapportent qu'une dégradation biologique de la géosmine par *Bacillus cereus* prend place rapidement après l'adsorption. De plus, Means et al. (1983) suggèrent que le MIB peut être dégradé par des populations bactériennes dans les échantillons d'eau lacustre en moins de trois 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 de sites d'adsorption et augmente la durée de vie du filtre (AWWA, 1987).

À Stockton East Water District, Stockton, Californie (AWWA, 1987), 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 atteignait respectivement plus de 70% et de 45%, tandis que pendant la deuxième année, l'enlèvement de ces deux composés s'élevait respectivement à 60% et 50%. Lorsque le CAG a été remplacé, après deux ans d'utilisation, les opérateurs ont constaté que la géosmine et le MIB étaient pratiquement absents du lit filtrant. L'absence de ces deux composés suggère que la biodégradation est un mécanisme de disparition des goûts et des odeurs.

En conclusion, des expériences réalisées aux Etats-Unis montrent que le filtre à CAG utilisé en remplacement du filtre à sable est efficace pour le contrôle des goûts et des odeurs. Par exemple, 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). 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 de trois ans (AWWA, 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 Proposition d'une usine pilote pour le traitement de l'eau potable d'East-Broughton station

L'amélioration de la qualité organoleptique de l'eau d'East-Broughton station est possible par l'application d'un traitement approprié. Le CAG semble être, par rapport aux causes potentielles des goûts et des odeurs constatés, le traitement le plus efficace. Avant de pouvoir utiliser ce procédé de traitement de l'eau à l'échelle industrielle, il y a un certain nombre d'informations à recueillir pour évaluer sa performance. On devra connaître la capacité d'adsorption du CAG, le temps de contact optimal et la profondeur du lit de manière à pouvoir décider des dimensions et du nombre de colonnes qui devront être mises en oeuvre. La figure 4.1 représente un exemple de front d'adsorption dans un lit de CAG. Le débit par colonne et la profondeur du lit dépendront de la vitesse à laquelle le contaminant sera adsorbé et cette vitesse ne peut être déterminée qu'au moyen d'essais dynamiques sur colonnes (Calgon Carbon Corporation, 1989). Dans ce cas-ci, la mise en fonction d'une usine pilote en colonne servira non seulement à déterminer les paramètres de conception d'une usine de traitement, mais aussi de confirmer la présence de produits d'origine biologique comme la géosmine et le MIB.



**Ca:** concentration de l'affluent

**Ce:** concentration de l'effluent

Figure 4.1: Exemple d'un front d'adsorption dans un lit de CAG

#### 4.7 Considération de cinq traitements

Dans cette section, cinq méthodes de traitement seront comparées les unes aux autres afin de déterminer laquelle pourrait être la plus efficace dans l'enlèvement des composés responsables des goûts et des odeurs.

##### 4.7.1 Bioxyde de chlore seul

La préoxydation (ou prédésinfection) au bioxyde de chlore est le traitement qui existe présentement à la municipalité d'East-Broughton station.

Le bioxyde de chlore n'est pas très efficace pour enlever les composés odorants comme la géosmine et le MIB. Cependant, les résultats de l'étude menée par Lalezary et al. (1986) montrent que le bioxyde de chlore est le meilleur oxydant comparativement au chlore, aux chloramines et au permanganate de potassium pour enlever les composés odorants testés (TCA, IPMP, IBMP, MIB et géosmine). Le bioxyde de chlore possède aussi plusieurs qualités. Les réactions du bioxyde de chlore avec la matière organique contenue dans les eaux naturelles ne produisent pas de trihalométhanes (Greenberg, 1980). White (1986) mentionne que la concentration de précurseurs de THM serait réduite de 30 à 40%. Le bioxyde de chlore ne réagit pas avec l'azote ammoniacal, mais il oxyde les nitrites en nitrates (N'Diongue et al., 1990). Le bioxyde de chlore a l'avantage de ne pas former de chloramines ni de chlorophénol; il est plus stable que le chlore libre et donc plus persistant dans les conduites (Tardat-Henry et Beaudry, 1984). Pourtant, le tableau A.1 (annexe A) indique qu'il y a probablement du chlore combiné (chlore résiduel total - chlore résiduel libre) à des matières organiques dans l'eau d'East-Broughton station.

#### 4.7.2 CAG seul

La littérature a démontré que la filtration sur CAG est très efficace dans l'enlèvement des composés donnant des goûts et des odeurs comme le MIB et la géosmine. Par contre, les substances humiques et fulviques présentes dans l'eau peuvent compétitionner avec la géosmine et le MIB pour les sites d'adsorption (section 4.5). L'eau potable d'East-Broughton station contient effectivement ces substances organiques à cause de son origine lacustre et de sa couleur. L'objectif principal à utiliser ce traitement seul est d'étudier son efficacité à enlever le MIB et la géosmine de l'eau en présence des matières organiques dissoutes.

#### 4.7.3 Bioxyde de chlore + CAG

Plusieurs auteurs (Ando et al., 1992; Lalezary et al., 1986) montrent que le chlore, le bioxyde de chlore, les chloramines et le permanganate de potassium ne sont généralement pas efficaces dans l'enlèvement des composés dissous à odeur de moisi et de terre. De plus, la préchloration augmente la concentration dissoute de MIB et de géosmine dans l'eau (Ando et al., 1992) parce que ce traitement ne fait que lyser les parois cellulaires des organismes phytoplanctoniques et microbiens, entraînant la libération des produits métaboliques dans l'eau (Ashitani et al., 1988; Brownlee et al., 1988; Ando et al., 1992). Les résultats d'Ando et al. (1992) montrent ce phénomène de la façon suivante. La concentration de MIB dans un filtrat (diamètre des pores du filtre: 1  $\mu\text{m}$ ) d'eau brute est de 74 ng/L. Suite à une préchloration de 20 minutes de l'eau brute, la concentration de MIB, dans le filtrat, s'élève à 355 ng/L. Des résultats similaires ont été obtenus avec la géosmine.

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

La concentration de chlore et le temps de contact sont des facteurs qui influencent la concentration de produits métaboliques (MIB, géosmine) relâchés

dans l'eau. Brownlee et al. (1988) ont 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. Un temps de contact de 60 minutes a été utilisé pour chaque concentration de chlore (1, 3 et 5 mg/L, ainsi qu'une eau filtrée sur 0,45 µm additionnée de 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, soit 1230 ng/L, comparativement à 460 ng/L, 910 ng/L et 140 ng/L de géosmine respectivement pour 1 mg/L, 5 mg/L et eau filtrée + 3 mg/L de chlore.

Terashima (1988) a étudié l'effet de la température d'une eau désinfectée au chlore 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.

La quantité de chlore est variable d'une eau à une autre et dans le temps. Il est risqué de transposer directement les résultats de Brownlee et al. (1988) et de les appliquer de façon industrielle à ce cas-ci sans vérification préalable. L'idée de la préchloration avec le ClO<sub>2</sub> est d'altérer les parois cellulaires des organismes phytoplanctoniques afin de libérer les produits métaboliques odorants dans l'eau. Ces composés dissous dans l'eau devraient être adsorbables et biodégradables dans le lit de CAG.

#### 4.7.4 CAG + bioxyde de chlore

L'effet du chlore sur le carbone organique peut être néfaste, car il conduit dans certains cas, à la formation d'organochlorés. Il est bien connu que lors de la chloration des eaux de surface, des quantités significatives de THM et de composés organiques halogénés totaux (TOX) sont formées (Riopel et al., 1991). Parmi les précurseurs de formation d'organochlorés présents dans les eaux à potabiliser, les acides humiques et fulviques représentent souvent une part importante. Cependant, Lee et al. (1981) rapportent que l'adsorption sur CAG des substances humiques et d'autres types de matières organiques d'origine naturelle est limitée.

Plusieurs facteurs comme la distribution de la taille des pores, en regard de la dimension des molécules organiques, contribuent à la piètre performance de l'adsorption de ces substances sur CAG (Lee et al., 1981).

Les travaux de Reckhow et Singer (1984) et de Legube et al. (1987) ont montré que la majeure partie des TOX non volatils, produits lors de la chloration de solutions contenant du matériel humique, est constituée d'acides chloroacétiques. En effet, la chloration de l'acide fulvique à pH 7,5 conduit à la formation de chloroforme et d'acides chloroacétiques. Cette formation de sous-produits dépend du temps de réaction, de la concentration de chlore appliquée et du pH de la réaction (Jorgenson et al., 1985).

Les objectifs de cette filière sont de réduire la concentration de produits métaboliques odorants (MIB et géosmine) et de comparer son rendement à ceux des autres filières de traitement proposées dans cette étude, d'abaisser la concentration de carbone organique qui pourrait conduire à la formation d'organochlorés suite à l'addition du bioxyde de chlore, de déterminer la demande en bioxyde de chlore suite à la filtration de l'eau brute sur CAG afin de prévenir les problèmes de reviviscence bactérienne dans le réseau; de vérifier s'il y a production de composés organochlorés.

#### 4.7.5 Bioxyde de chlore + CAG + bioxyde de chlore

La préoxydation au bioxyde chlore consiste premièrement à relarguer la fraction intracellulaire de géosmine et de MIB et à oxyder les matières organiques, pour les rendre mieux adsorbables par le CAG (AWWARF, 1987). La deuxième étape est de filtrer l'eau traitée au bioxyde de chlore sur CAG, afin d'adsorber les composés dissous donnant des goûts et des odeurs, ainsi que les matières organiques oxydées incluant les organochlorés. L'eau traitée servira à la détermination de la demande en bioxyde de chlore afin de connaître la bonne concentration pour détruire les bactéries susceptibles de s'introduire dans le réseau ainsi que pour conserver la meilleure qualité de l'eau dans les conduites.

Dans l'état actuel des connaissances et des résultats obtenus quant à l'origine des goûts et des odeurs constatés, et compte tenu des limites d'interprétation des

paramètres étudiés, on propose comme traitement de premier choix la filière ClO<sub>2</sub>-CAG-ClO<sub>2</sub>.

#### 4.8 Suggestion de montages pilotes

Afin de simuler correctement les conditions d'utilisation réelles du procédé de traitement et après étude de la littérature, six colonnes en plexi-glass de diamètre interne de 15 cm (Forsyth *et al.*, 1982) seraient nécessaires pour la fabrication de deux montages similaires comprenant trois colonnes chacun. Les cinq filières ne peuvent être étudiées à tour de rôle à cause de la variation temporelle de la biologie de l'eau (exemple: succession saisonnière des populations de phytoplancton) et de la période d'étude qui prendrait cinq fois plus de temps. C'est principalement pour cette raison et du facteur temps qu'il est préférable d'utiliser deux montages pilotes au lieu d'un seul.

Les paramètres de conception du système pilote sont présentés à l'annexe I. Calgon Carbon Corporation (1989) propose un diamètre interne supérieur à 2,5 cm pour éviter l'effet des parois (exemple: écoulement de l'eau plus rapide le long de la paroi; ce phénomène est important lorsque le diamètre est petit). La longueur des colonnes serait d'un mètre et celles-ci seraient montées en série pour extrapoler les résultats obtenus à une colonne industrielle de traitement d'eau de trois mètres. 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).

La figure 4.2 illustre les cinq filières de traitement proposées. Chaque montage comprend trois colonnes disposées verticalement et en série. Les raccords seraient en caoutchouc, en verre ou en plastique. Les lits de CAG seraient supportés par des tamis en acier, de la laine de verre ou des plaques poreuses placées à la base de chaque colonne. Chacune des colonnes serait munie d'un trop plein pour la régulation de la hauteur d'eau en tête de colonne. Des manomètres pourraient être installés entre chaque colonne pour suivre la perte de charge en cours d'opération. Un distributeur automatique de bioxyde de chlore serait nécessaire afin de fournir une concentration constante appliquée et déterminée par la demande en bioxyde de chlore de l'eau étudiée. Etant donné que la qualité de l'eau varie dans le temps, il faut donc ajuster le distributeur automatique en fonction de la demande variable.

Chaque montage posséderait un réservoir de contact, le premier contenant le bioxyde de chlore et l'eau brute, et le second contenant l'eau traitée par le CAG et le bioxyde de chlore, afin de laisser un temps de contact suffisant pour la chloration. Enfin, une pompe capable de fournir un débit d'environ 0,5 m<sup>3</sup>/h serait nécessaire.

#### 4.9 Stratégie d'échantillonnage

Deux montages avec post-chloration, l'un avec pré-chloration et l'autre sans pré-chloration, sont proposés afin d'étudier simultanément chaque système de traitement. Le système avec préchloration permettra d'étudier trois filières (ClO<sub>2</sub>, ClO<sub>2</sub>+CAG et ClO<sub>2</sub>+CAG+ClO<sub>2</sub>) tandis que le système sans préchloration permettra d'étudier deux filières de traitement (CAG seul et CAG+ClO<sub>2</sub>). 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 sous la surface du lit afin de mieux suivre l'évolution du front d'adsorption. 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 seraient également prévues entre deux colonnes successives (figure 4.2). Des échantillons seraient également prélevés à l'entrée et à la sortie du système. Cette stratégie d'échantillonnage permet d'étudier l'adsorption des contaminants en fonction de la profondeur du lit et de visualiser le front d'adsorption en fonction du débit. Les échantillons seraient recueillis à raison de 2 à 3 fois par semaine jusqu'à ce que la première colonne soit saturée comme le suggère Forsyth et al. (1982). Le carbone organique dissous (COD), la chlorophylle "a", la turbidité, la température, le pH, la géosmine, le MIB et les TOX formés sont les paramètres d'analyse proposés.

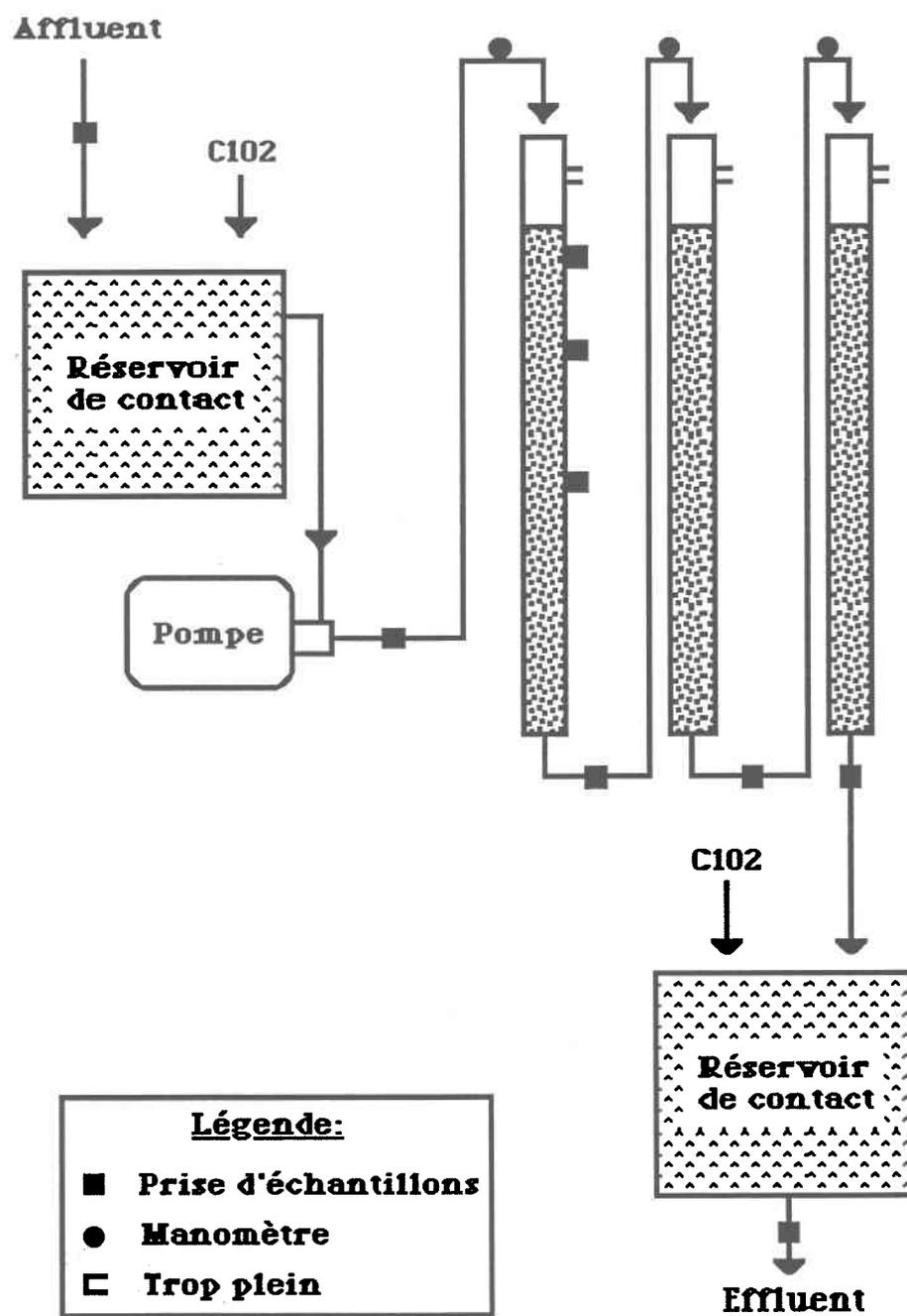


Figure 4.2: Schéma de l'usine pilote suggérée

#### 4.10 Conception du montage pilote

Les calculs nécessaires à la conception du montage pilote sont présentés en annexe I. Les résultats de ces calculs sont résumés au tableau 4.1.

**Tableau 4.1: Paramètres de conception du système pilote proposé**

Paramètres	Valeur
nombre de colonnes	6
diamètre des colonnes	15 cm
profondeur totale du lit (3 colonnes)	3,3 m
volume total des colonnes	0,059 m <sup>3</sup>
masse de CAG par colonne	21,7 kg
vitesse de filtration	23,8 m/h
temps de contact	8,3 minutes
débit	0,425 m <sup>3</sup> /h
concentration de bioxyde de chlore	à déterminer expérimentalement

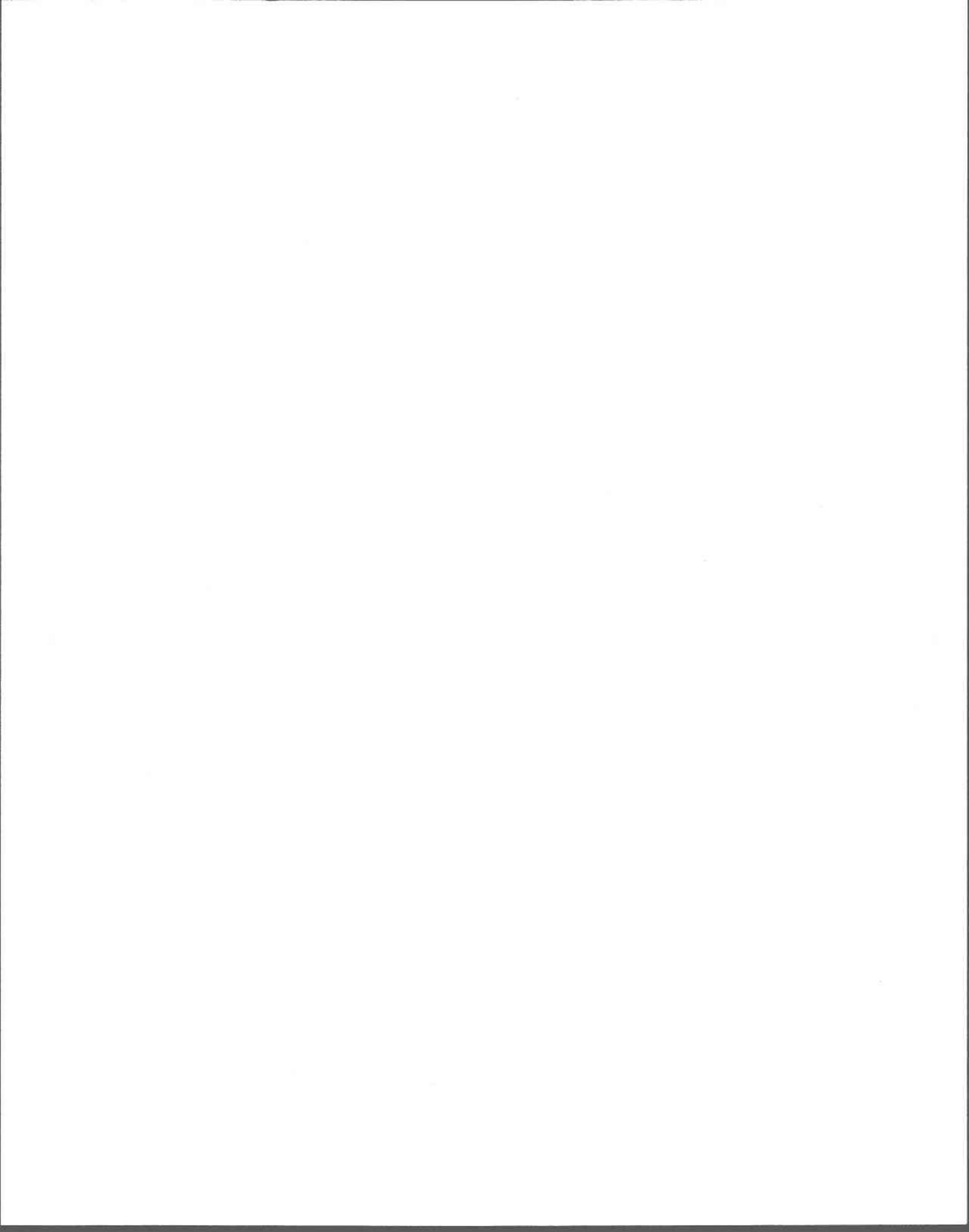
Le temps de contact donne une indication sur la quantité de charbon nécessaire qui est une variable importante dans le calcul des coûts du système (Garret, 1987). Ce paramètre de conception pour l'utilisation de CAG varie largement avec l'expérience, mais la plupart des usines en opération rapportent 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, une valeur faible du temps de contact (quelques minutes) est adéquat (AWWA, 1987). Le temps de contact moyen pour un filtre adsorbant est de 8,6 minutes avec un intervalle variant entre 3,2 et 24,8 minutes (AWWA, 1987). Pour le COT et les THM, la fréquence de remplacement du charbon augmente dramatiquement lorsque le temps de contact diminue; ceci est en contraste avec les composés causant des goûts et des odeurs pour lesquels les faibles temps de contact donnent de longues durées de vie du lit (AWWA, 1987). Les filtres

adsorbants avec de faibles valeurs de temps de contact ne sont pas un traitement valable pour l'enlèvement du COT et des THM (AWWA, 1987). Aux Pays-Bas, la filtration sur CAG 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 toxiques (exemple: nitrates, pesticides). En utilisant des faibles charges dans les filtres de CAG, les composés causant des goûts et des odeurs sont également enlevés (Hrubec et de Kruijf, 1983).

Le temps de contact suggéré pour le système pilote est de 8,3 minutes pour l'ensemble des trois colonnes, car Ando et al. (1992) ont eu de bons résultats avec ce temps de contact pour l'enlèvement des composés donnant des goûts et des odeurs. Six colonnes contenant chacune 21,7 kg de CAG seront utilisées.

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 composés donnant des goûts et des odeurs de l'effluent, en supposant 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 étudié 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 importante à 15°C ou plus. De plus, lorsque la température s'élève, les goûts et les odeurs présents dans l'eau sont plus aisément perceptibles.

Les valeurs de turbidité se rapprochent de la limite fixée (1 UTN) par le gouvernement du Canada pour obtenir une bonne désinfection de l'eau potable. Lorsqu'il y a des précipitations, les valeurs de turbidité augmentent et dépassent facilement la norme, rendant ainsi la désinfection moins efficace: les particules en suspension favorisent le transport et le développement de microorganismes en les protégeant de l'oxydant. Ces derniers pourront alors coloniser les conduites du réseau d'eau potable.

La coloration jaune-brune de l'eau serait principalement 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. Même s'il ne fait pas partie des critères de qualité d'une eau potable, ce paramètre est problématique. En effet, le COD contient les précurseurs d'halométhanés. La réaction du chlore et de ses dérivés avec le COD entraîne la formation de sous-produits tels que les trihalométhanés. D'après les résultats fournis par le MENVIQ, le chlore résiduel serait absent (ou presque) dans le réseau et ceci serait dû, en partie, à la réaction du COD avec le bioxyde de chlore. De plus, le COD entraîne une augmentation de la couleur et de la turbidité de l'eau. Il sert également de source de nourriture aux microorganismes. Il joue donc un rôle important dans les problèmes de recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution.

Il a été démontré dans la littérature que les produits métaboliques de certaines algues et de certaines cyanobactéries sont une cause majeure de la production de goûts et d'odeurs naturels dans l'eau. Les résultats obtenus montrent

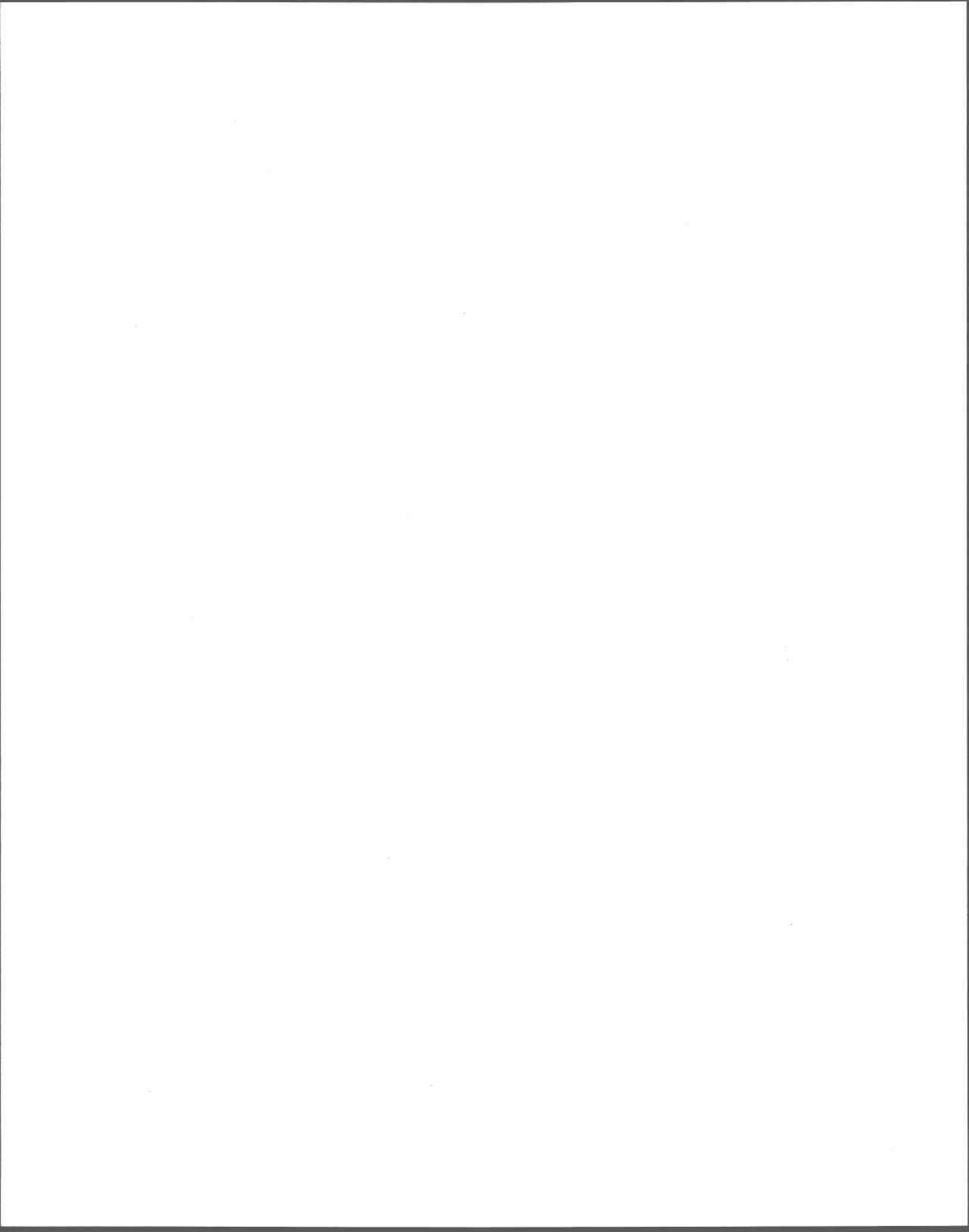
la présence d'espèces productrices de géosmine et de MIB dans l'eau potable d'East-Broughton station. La littérature montre également que le bioxyde de chlore, seul traitement utilisé à East-Broughton station, n'est pas le meilleur moyen pour détruire les produits du métabolisme responsables des goûts et des odeurs. De plus, les parois cellulaires des organismes phytoplanctoniques qui sont détruites par le désinfectant libèrent les composés odorants. De cette manière, on est vraisemblablement en présence d'une concentration plus élevée de produits métaboliques odorants dans l'eau. Ces produits ne sont pas uniquement formés par les algues et les cyanobactéries, ils sont aussi issus des champignons et des bactéries incluant les actinomycètes. Le réseau de distribution étudié renferme des quantités appréciables de bactéries indiquant un problème de contamination. Pour plusieurs raisons d'ordre de santé et organoleptique, les bactéries sont indésirables dans une eau de consommation. Les bactéries, en particulier les BHA et les actinomycètes, sont productrices de composés responsables des goûts et des odeurs dans l'eau. Les BHA sont présentes en quantité appréciable dans l'eau du réseau étudié. Malheureusement, il n'y a pas de résultats disponibles afin de confirmer la présence des actinomycètes dans le réseau d'eau potable d'East-Broughton station. Dans ce cas, la littérature abonde sur les problèmes de goûts et d'odeurs reliés aux actinomycètes qui sont pratiquement toujours présents à l'intérieur des réseaux. D'autres espèces de bactéries (exemple: *Aeromonas*, *Yersinia*), présentes dans l'eau potable étudiée, peuvent être à l'origine de gastro-entérites.

Suite à l'étude de la littérature, cinq traitements sont considérés dans le contrôle des goûts et des odeurs: le bioxyde de chlore qui est le traitement actuellement utilisé à la municipalité d'East-Broughton station; la filtration sur CAG seul; la préoxydation au bioxyde de chlore suivie de la filtration sur CAG; la filtration sur CAG suivie d'une post-désinfection à l'aide du bioxyde de chlore et finalement, la pré-oxxydation au bioxyde de chlore suivie d'une filtration sur CAG et d'une post-désinfection au bioxyde de chlore. L'essai de ces différents traitements en mode pilote aiderait beaucoup à élucider l'origine biologique des goûts et des odeurs, c'est-à-dire la présence de géosmine et de MIB, et de déterminer laquelle de ces méthodes serait la plus efficace dans l'enlèvement des ces composés. La littérature a démontré que le CAG est le traitement le plus efficace dans l'enlèvement des composés naturels dissous responsables des goûts et des odeurs de l'eau. Sa facilité d'utilisation, son efficacité et la possibilité de régénération tendent à justifier son coût élevé. En même temps, le CAG adsorbe une bonne partie du

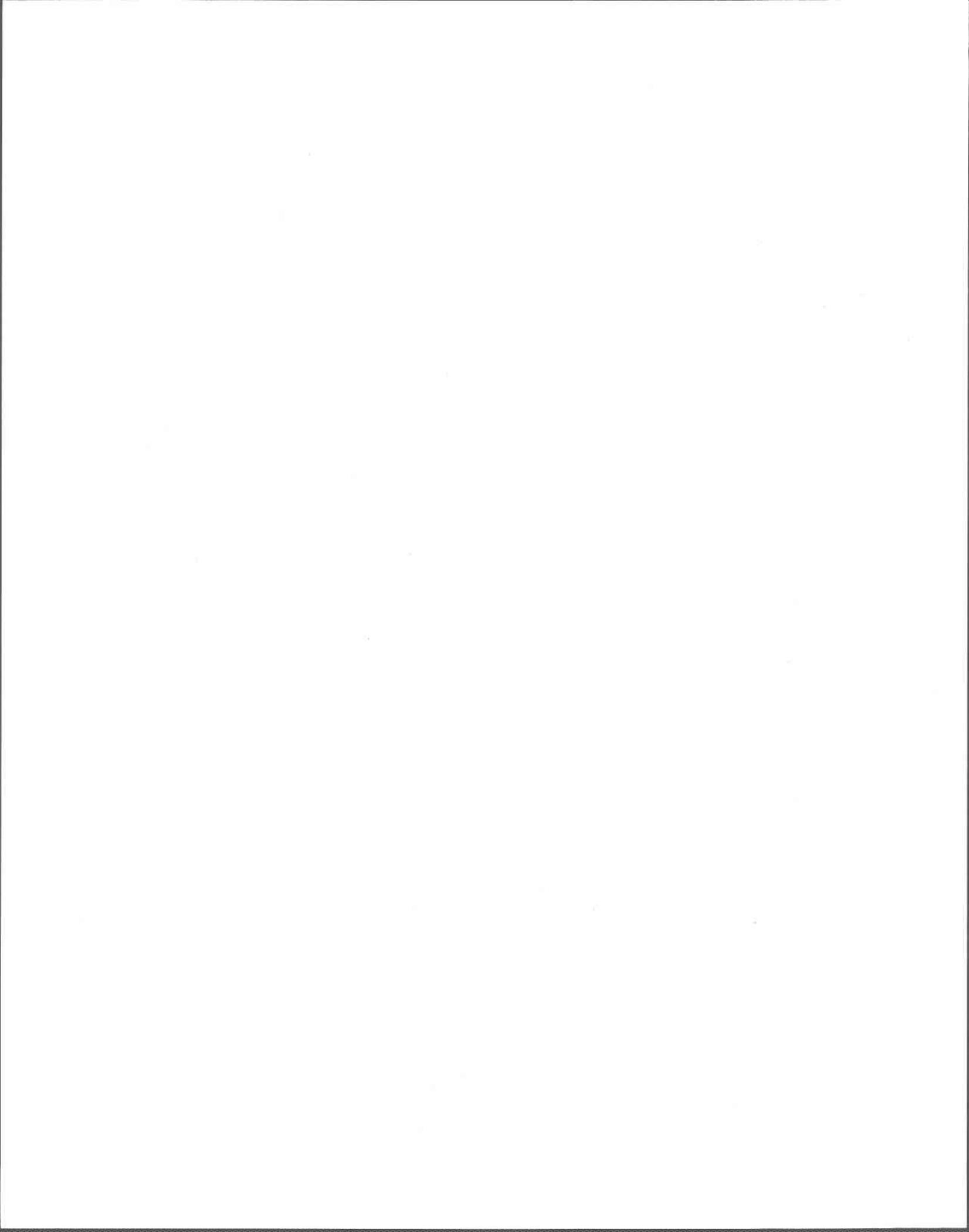
carbone organique dissous, y compris sa fraction biodégradable. Il semble que le carbone organique dissous biodégradable serait le facteur limitant de la croissance bactérienne à l'intérieur des réseaux. L'enlèvement de cette fraction biodégradable du carbone organique dissous abaisserait la quantité de bactéries présentes dans les conduites et, par conséquent, abaisserait la production de composés odorants. La pré-désinfection au bioxyde de chlore suivie de la filtration sur CAG et d'une post-désinfection au bioxyde de chlore est la filière de premier choix. L'emploi du bioxyde de chlore avant la filtration sur CAG favorise la libération et la dissolution des produits métaboliques contenus à l'intérieur des cellules phytoplantoniques. De plus, il oxyde la matière organique en la rendant mieux adsorbable sur CAG, mais ceci peut diminuer la capacité du CAG à adsorber les composés odorants indésirables à cause de la compétition pour les sites d'adsorption. La pré-oxydation a comme autre inconvénient de réduire le développement de la flore bactérienne vivant dans le filtre. Ces bactéries sont nécessaires, car elles dégradent les substances adsorbées sur les grains de CAG, et libèrent les sites de fixation pour d'autres molécules à adsorber. La post-désinfection a pour effet de détruire les bactéries susceptibles de se retrouver dans l'effluent du filtre et de maintenir la bonne qualité de l'eau dans le réseau de distribution.

Le contrôle 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 qui rendent difficile le suivi de cette qualité.

En conclusion, les goûts et les odeurs de l'eau potable d'East-Broughton station ne sont pas d'origine physico-chimique, mais d'origine biologique. La présence de ces goûts et ces odeurs serait reliée à la libération de composés dans l'eau brute et à la reviviscence bactérienne dans le réseau. Le développement des méthodes pour l'identification et la quantification des produits métaboliques tels la géosmine et le MIB serait nécessaire pour des recherches futures sur l'origine des goûts et des odeurs et pour leur traitement.



## **RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**



**RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- ALEXANDER, H.C., MCCARTY, W.M., BARTLETT, E.A. ET SYVERUD, A.N. (1982).  
Aqueous odor values of industrials 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 (1971).  
Standard methods for the examination of water and wastewater, 13th edition. American Public Health Association, Washington, District Columbia, 874 pages.
- 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, 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, WM.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.

BURTTSHELL, 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.

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).

Mesurement 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, JK.J. (1978).

How bacteria stick. Scientific American, 238(1):86-95.

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. (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. (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. (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. (1983).  
Déphosphatation (PO<sub>4</sub>) 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. (1986).  
Consequences associated with a crude petroleum leak from a pipeline. Journal of Environmental Management, 23(3):247-257.
- COUILLARD, D. ET TYAGI, R.D. (1986).  
Traitement du phosphore (PO<sub>4</sub>) 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 Guin, 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 Guin, 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 Guin, vol.16, no. XII, cahier A, 14 juin 1992, p.4.
- 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.

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, June 14, Kansas City. American Water Works Association, 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.
- GREENBERG, A.E. (1980).  
Public health aspects of alternative water disinfectant. *American Water Work Association Seminar Proceedings, Water Disinfection with Ozone, Chloramines of Chlorine Dioxide*, Atlanta, Georgia, June 15, American Water Work Association, Denver, Colorado, pages 1-5.
- 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*, December 7-9, 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-HÉCART, 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 organic 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 meuller: nageli*: collected in the Southern basin of Biwa: identification of geosmine. *Chemical and Pharmaceutical Bulletin*, Tokyo, 21:2342-2343.
- 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 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., 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., 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. ET MEANS, E.G. (1986).  
Returning recently covered reservoirs to service: health and  
anesthetic considerations. *Journal American Water Works  
Association*, 78(3):94-100.
- LAFERRIÈRE, 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., MAZET, M. ET VILLESSOT, D. (1982).  
Croissance bactérienne sur charbon actif granulé: investigation au  
microscope électronique à balayage. *Water Research*, 17(10):1467-  
1470.
- 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.

- LEE, M.C., SNOEYINK, V.L. ET CRITTENDEN, J.C. (1981).  
Activated carbon adsorption of humic substances. *Journal American Water Works Association*, 73(8):440-446.
- 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. *Revue 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.
- 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 fluidized 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.
- 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.
- 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 14<sup>ème</sup> symposium international sur le traitement des eaux usées et 3<sup>ème</sup> 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.
- MONTGOMERY, D.C. (1984).  
Design and analysis of experiments. Wiley, New York, 538 pages.
- MONTIEL, A.J. (1983).  
Municipal drinking water treatment procedures for taste and odour abatement - a review. *Water Science and Technology*, 15:279-289.
- 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.
- 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.
- N'DIONGUE, S. DESJARDINS, R., BRIÈRE, F.G. ET LAFRANCE, P. (1990).  
Effet de la préoxydation à l'ozone ou au dioxyde de chlore sur la qualité de l'eau potable. *Sciences et Techniques de l'Eau*, 23(4):267-272.
- 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.
- PIRBAZARI, M., RAVINDRAN, V., BADRIYHA, B.N., CRAIG, S. ET MCGUIRE, M.J. (1993).  
CAG adsorber design protocol for the removal of off-flavors. *Water Research*, 27(7):1153-1166.

- PRÉVOST, 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.
- PRÉVOST, 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*.
- 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.
- ROMANO, A.H. ET SAFFERMAN, R.S. (1963).  
Studies on actinomycetes and their odors. *Journal American Water Works Association*, 55(2):169-176.
- 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-EXUPÉRY, A. (1939).  
Terre des Hommes. *Le Livre de Poche*, Paris, édition Galimart, 243 pages.
- SANTÉ ET BIEN-ÊTRE 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).  
Humics 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.
- 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.

THÉBERGE, 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.

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 tubercules 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.

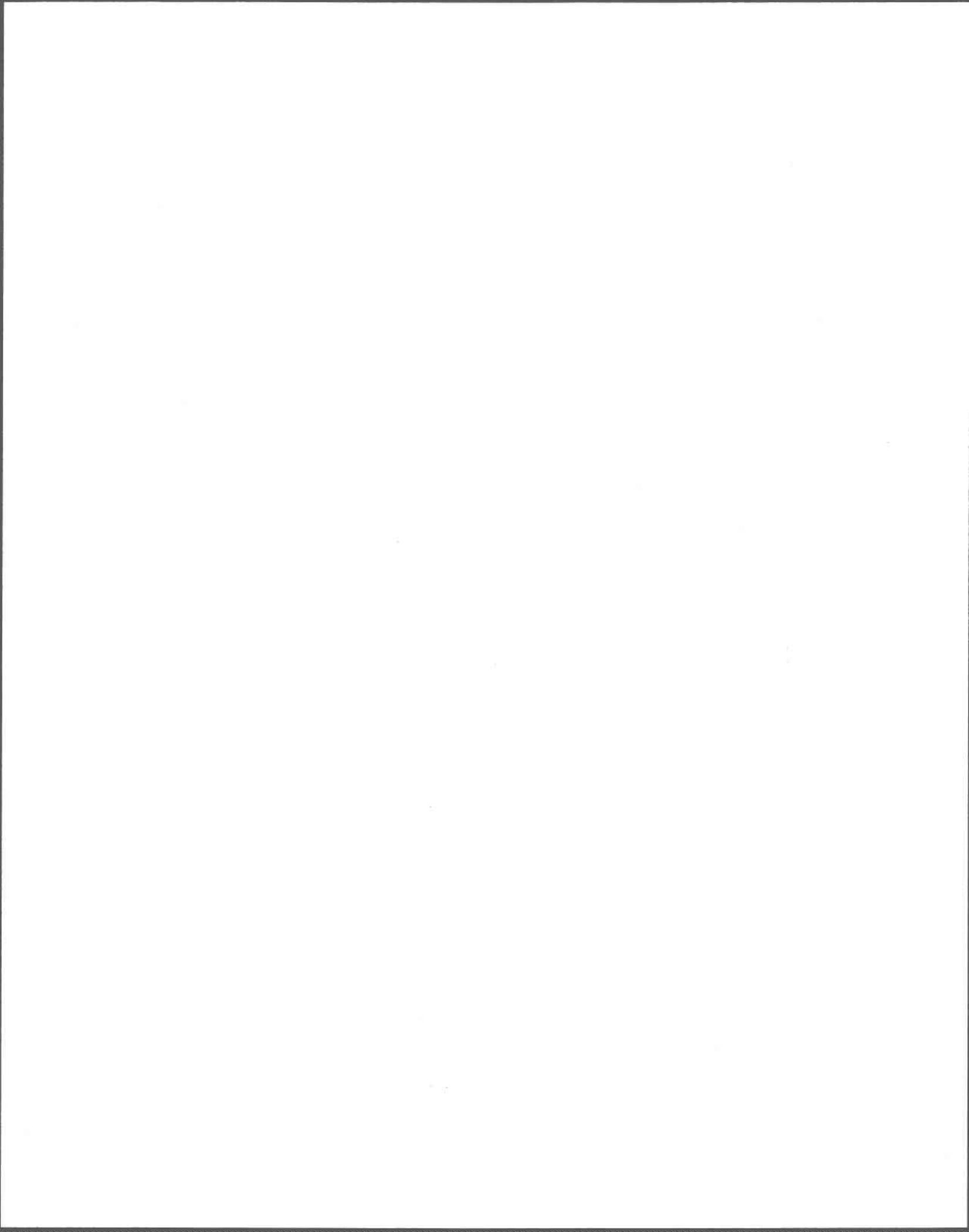
- VAUGHN, J.C. (1972).  
Special lake water treatment problems. *Journal American Water Works Association*, 64:585-589.
- VENSTROM, D. ET AMOORE, J.E. (1968).  
Threshold in relation to age, sex and smoking. *Perceptible Motor Skills*, 26:143-157.
- VIK, E.A., STORHAUG, R., NAES, H. ET UTKILEN, H.C. (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 Organization, Geneva.
- 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).

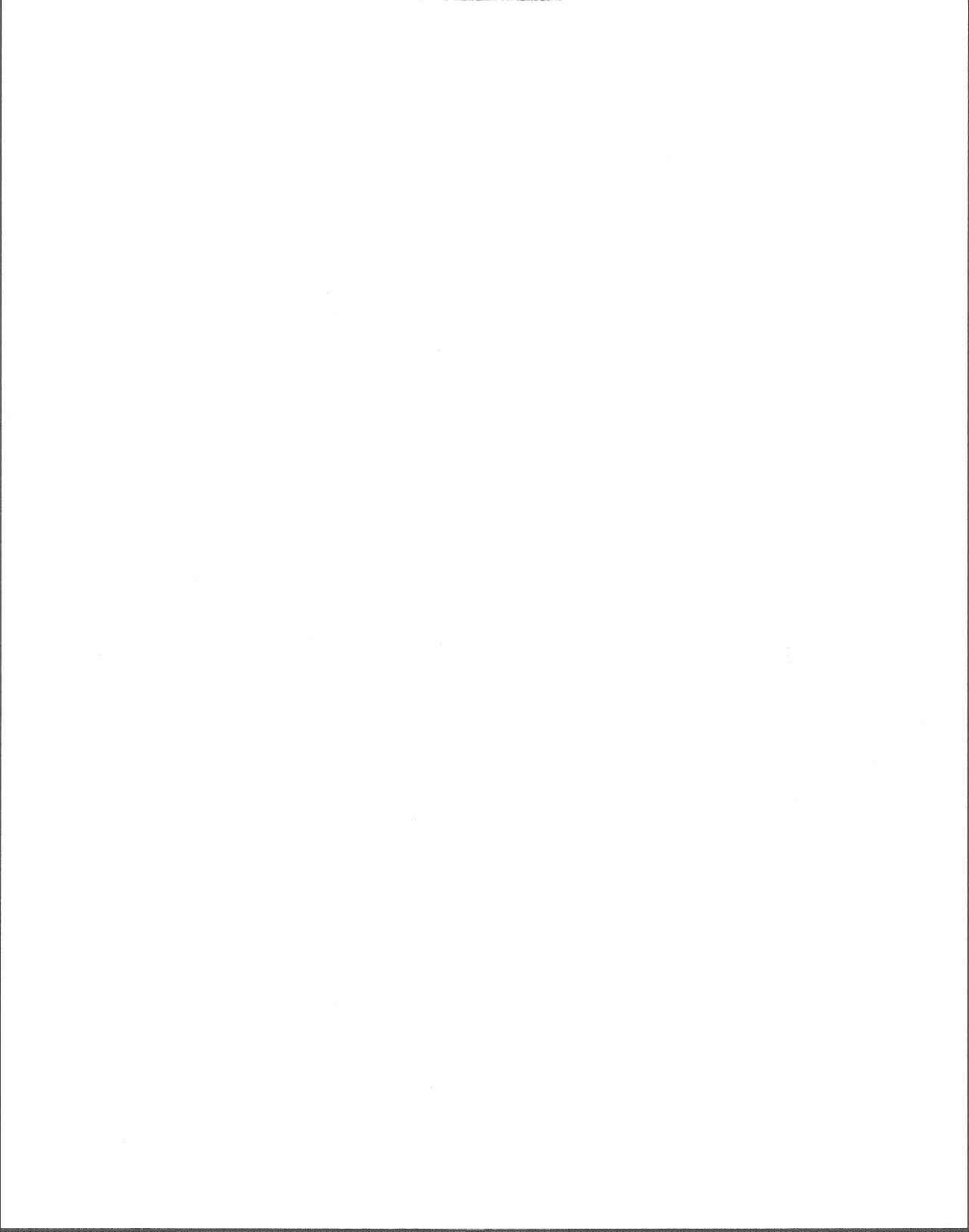
Identification of taste and odor compounds in water. The Science of the Total Environment, 3:103-115.

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.

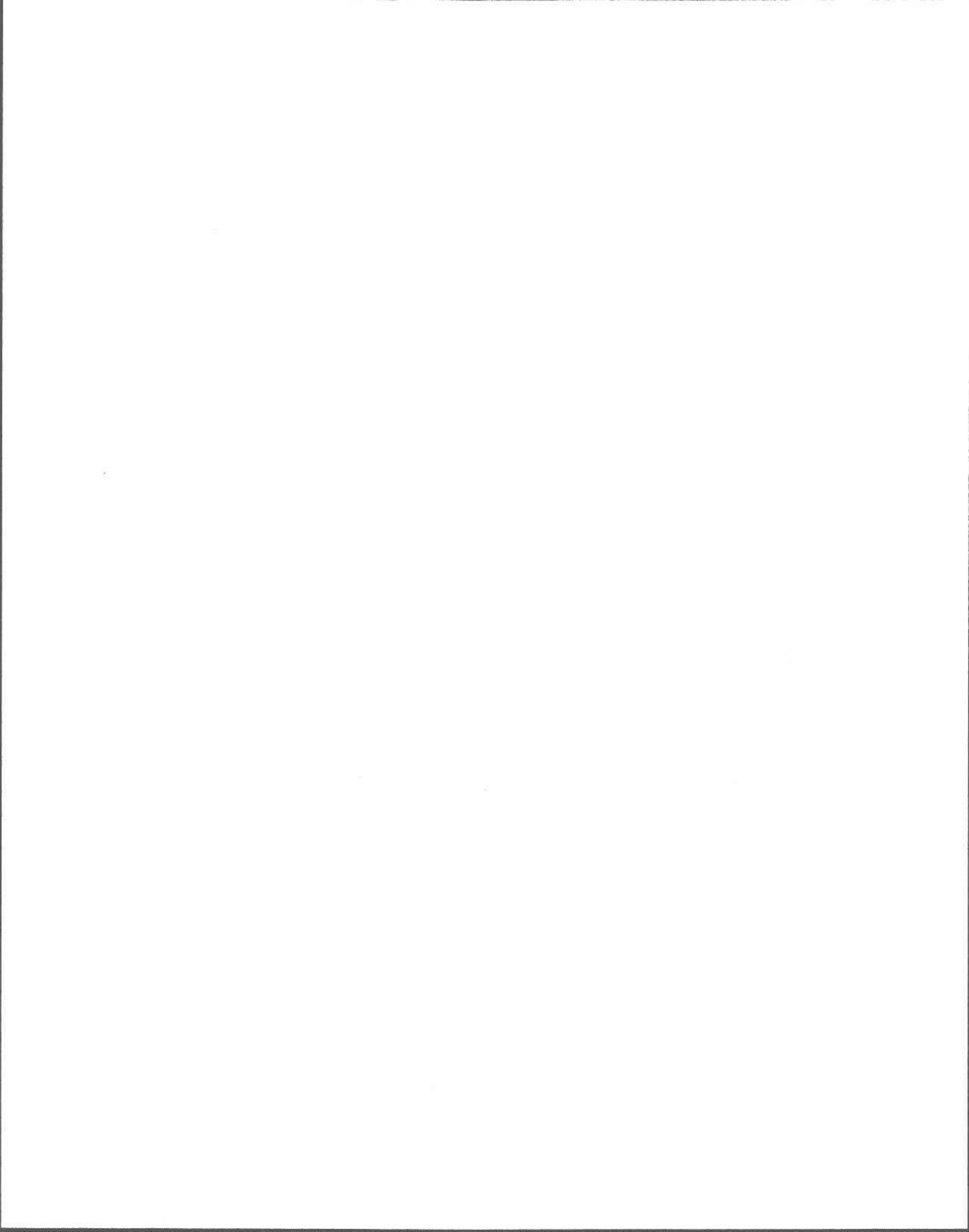


## **ANNEXES**



**ANNEXE A**

**QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE ET MICROBIOLOGIQUE DE  
L'EAU DE DISTRIBUTION D'EAST-BROUGHTON STATION  
(DIRECTION DES EAUX SOUTERRAINES ET DE  
CONSOMMATION, MENVIQ)**



**Tableau A.2: Qualité bactériologique de l'eau potable obtenue du Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des eaux souterraines et de consommation**

Organisme échantillon	unités	19-9-89	5-2-90	24-4-90	13-8-90	norme
<i>Aeromonas</i>						
EB	UFC/100 mL	52	0	0	>80	
ET	UFC/100 mL		0	0	>80	20*
ER	UFC/100 mL	0			108	200*
<i>BHA (20°C)</i>						
EB	UFC/mL				450	
ET	UFC/mL				640	500
ER	UFC/mL				150	500
<i>BHA (35°C)</i>						
EB	UFC/mL				290	
ET	UFC/mL				570	500
ER	UFC/mL				150	500
<i>Campylobacter</i>						
EB	UFC/100 mL	0	0	0	0	
ET	UFC/100 mL		0	0	0	0
ER	UFC/100 mL	0				0
<i>Giardia</i>						
EB	NEG/POS		NEG	NEG	NEG	
ET	NEG/POS		NEG	NEG	NEG	0
<i>Yersinia</i>						
EB	UFC/100 mL	460	5	6	140	
ET	UFC/100 mL	-	13	0		0
<i>Colonies atypiques</i>						
EB	UFC/100 mL	>80				
ET	UFC/100 mL	>80				200

UFC: unité formatrice de colonies

EB: eau brute

ET: eau traitée, à la sortie du poste de chloration

ER: eau du réseau

NEG: négatif

POS: positif

\*normes aux Pays-Bas

**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	Nombre d'échantillons	Année	Norme
Alcalinité totale (CaCO <sub>3</sub> )	mg/L	1.-10.	5.63	15	81-88	30-500
Argent	mg/L	<.001-.01	0.01	9	81-90	0.05
Arsenic	mg/L	<.001-.002	0.002	9	81-90	0.05
Azote ammoniacal	mg/L	<.02-.04	0.03	16	81-88	0.5
Baryum	mg/L	<.01-.1	0.1	9	81-90	1.0
Bore	mg/L	0.6-5.0	1.42	9	81-90	5
Cadmium	mg/L	<.0001-.001	0.001	9	81-90	0.005
Calcium	mg/L	3.4-4.2	4.0	15	81-88	200
Carbone organique dissous	mg/L	3.1-4.2	3.6	9	89-90	
Chlore résiduel libre	mg/L	0-0.2	0.07	5	89-90	0.2
Chlore résiduel total	mg/L	0-0.3	0.1	5	89-90	
Chlorures	mg/L	.2-<2.0	0.49	15	81-88	250
Chrome total	mg/L	<.001-.002	0.0013	9	81-90	0.05
Conductivité	µS/cm	20-31.5	27.3	15	81-88	800
Couleur	UCV*	12.-22.	16.7	15	81-88	15
Cuivre	mg/L	<.01-.01	0.01	3	81-83	1.0
Cyanures totaux	mg/L	<.003-.01	0.006	9	81-90	0.2
Dureté totale	mg/L	11.-13.	12.3	15	81-88	20-180
Fer	mg/L	.04-.13	0.09	15	81-88	0.3
Fluorures	mg/L	<.02-1	0.55	22	81-90	1.5
Magnésium	mg/L	.1-.7	0.58	15	81-88	150
Manganèse	mg/L	<.01-.02	0.014	15	81-88	0.05
Mercure	mg/L	<.0001-.0002	0.00013	9	81-90	.001
Nitrites-Nitrates	mg/L	.07-1.2	0.36	23	81-90	10.0
Orthophosphates	mg/L	<.01-<.02	x	11	84-88	0.02
pH	unité	6.4-7.3	6.64	21	82-88	6.5-8.5
Phosphore total inorganique	mg/L	<.01-.07	0.045	16	81-88	
Plomb	mg/L	<.001-.004	0.003	9	81-90	0.05
Potassium	mg/L	.1-.3	0.229	14	81-88	
Sélénium	mg/L	<.001-<.002	0.001	9	81-90	0.01
Silice	mg/L	.1-1.8	1.3	11	84-88	
Sodium	mg/L	.3-1.3	0.61	15	81-88	
Solides dissous (105°C)	mg/L	13.-18.	15.64	11	84-88	500
Sulfates	mg/L	<1-7	4.48	17	81-90	500
Tanins	mg/L	.5-6.4	1.19	11	84-88	
Température	°C	2.-18.	9.1	10	84-89-90	15
Turbidité	UTN**	.3-3.1	.56	31	81-90	5
Uranium	mg/L	<.005-.005	.005	5	86-90	0.02

\*UCV: unité de couleur vraie

\*\*UTN: unité néphélométrique de turbidité

note: les valeurs <, >, sont exclues lors du calcul de la moyenne

source: MENVIQ, Direction des eaux souterraines et de consommation

**Tableau A.3: Dénombrement des coliformes totaux et coliformes fécaux obtenu du Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des eaux souterraines et de consommation**

Année	Mois	Nombre d'échantillons	Dénombrement coliformes totaux (UFC/100 mL)	Dénombrement coliformes fécaux (UFC/100 mL)
1987	janvier	4	0	0
	février	3	0	0
	mars	5	0	0
	avril	4	9(14)	0
	mai	5	32(25)	0
	juin	15	a	d
	juillet	7	b	7(7), 1(7), 14(14)
	août	5	6(4)	2(4)
	septembre	6	15(15)	6(15)
	octobre	3	0	0
	novembre	4	15(18)	0
	décembre	4	31(15)	0
1988	janvier	3	0	0
	février	3	0	0
	mars	6	0	0
	avril	4	7(19)	0
	mai	5	0	0
	juin	4	54(1)	2(1)
	juillet	10	c	0
	août	12	-	1(16), 1(23), 1(31)
	septembre	4	0	0
	octobre	7	0	0
	novembre	4	0	0
	décembre	3	0	0
1989	janvier	4	0	0
	février	4	0	0
	mars	4	0	0
	avril	4	0	0
	mai	4	0	0
	juin	3	0	0
	juillet	4	0	0
	août	4	1(30)	0
	septembre	4	14(19)	0
	octobre	5	0	0
	novembre	4	0	0
	décembre	4	0	0

1990	janvier	5	0	0
	février	4	0	0
	mars	3	0	0
	avril	3	0	0
	mai	5	0	0
	juin	3	0	0
	juillet	4	0	0
	août	3	2(13), 3(15)	0
	septembre	4	0	0
	octobre	4	1(17)	0
	novembre	3	0	0
	décembre	3	0	0
1991	janvier	3	0	0
	février	4	0	0
	mars	3	0	0
	avril	1	0	-
	mai	-	-	-
	juin	-	-	-
	juillet	-	-	-
	août	1	4(13)	-
norme		10	0	

Note: le nombre entre parenthèse indique la date à laquelle le dénombrement est positif

a: 1(2), 8(11), 1(11), 9(16), >80(16), 14(16), 11(16), 8(16), 1(18), 4(23), 8(29), >80(29), >80(29)

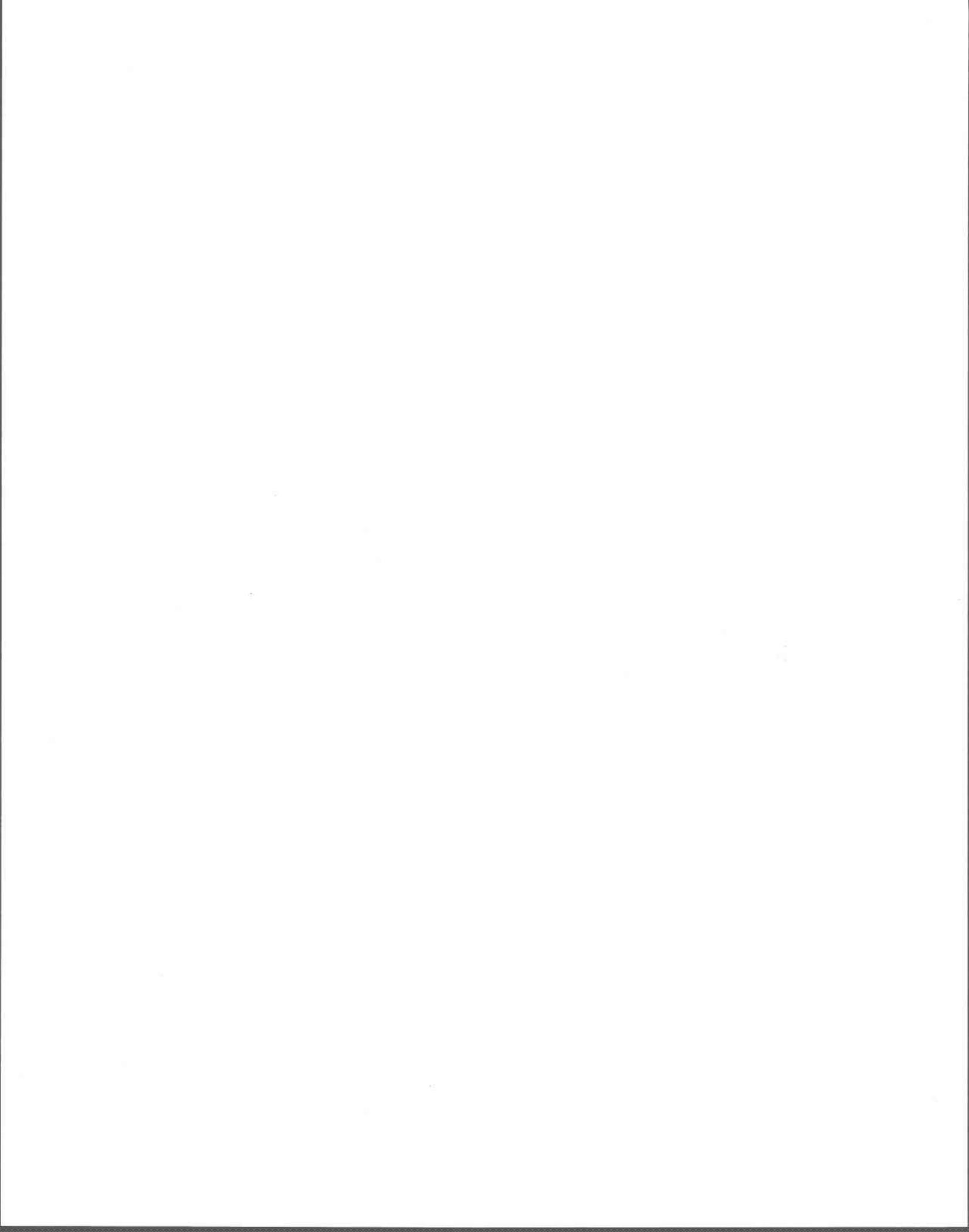
b: 50(7), 1(7), 8(7), 15(14), 1(14)

c: >80(12), 18(19), >80(20), 24(20), 1(25)

d: 1(9), 1(11), 1(16), 4(16), 1(16), 3(16), 2(16), 4(23), 1(29), 20(29), 12(29)

**ANNEXE B**

**PLAN DU RÉSEAU DE DISTRIBUTION  
D'EAST-BROUGHTON STATION**



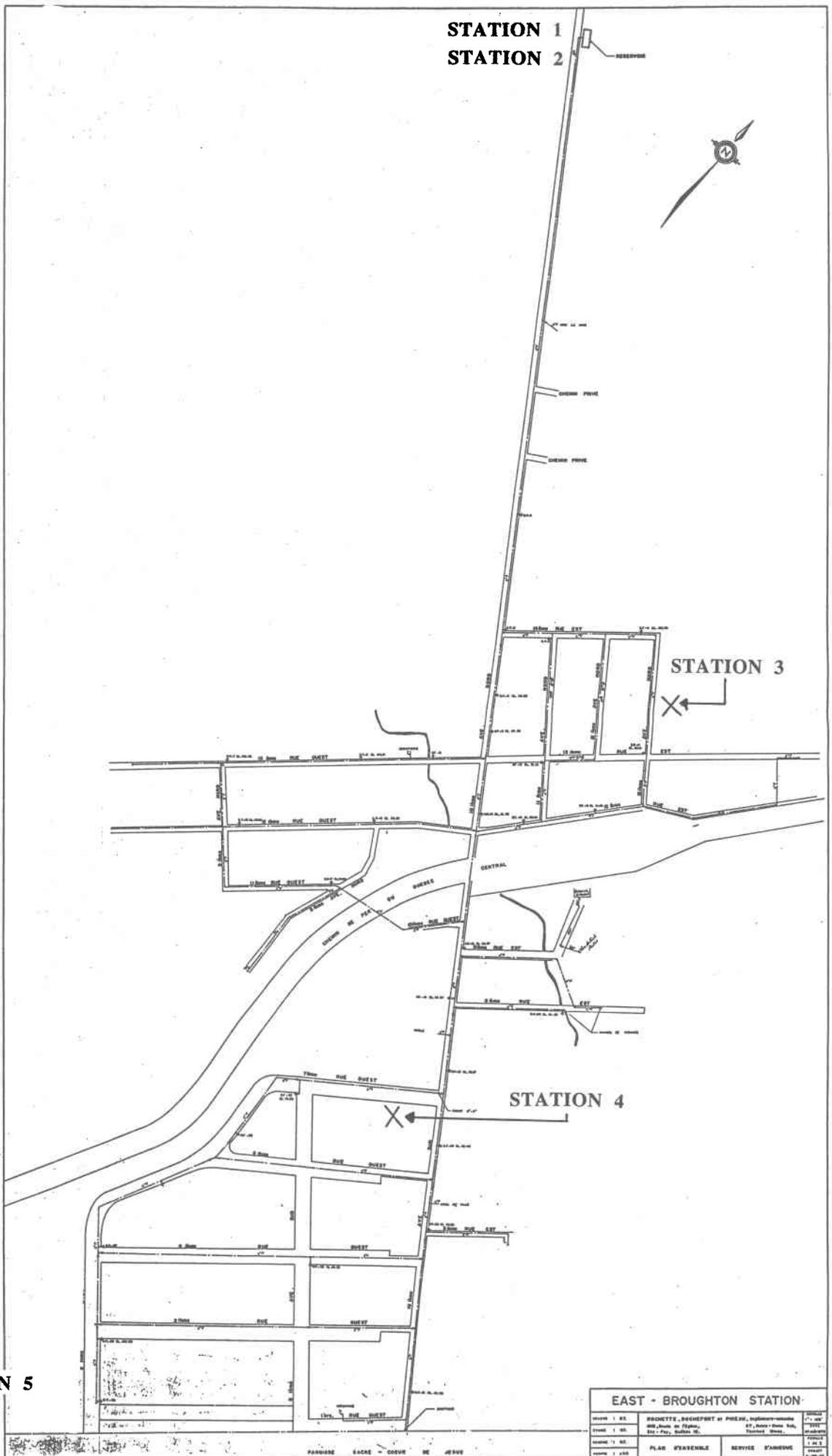
STATION 1  
STATION 2



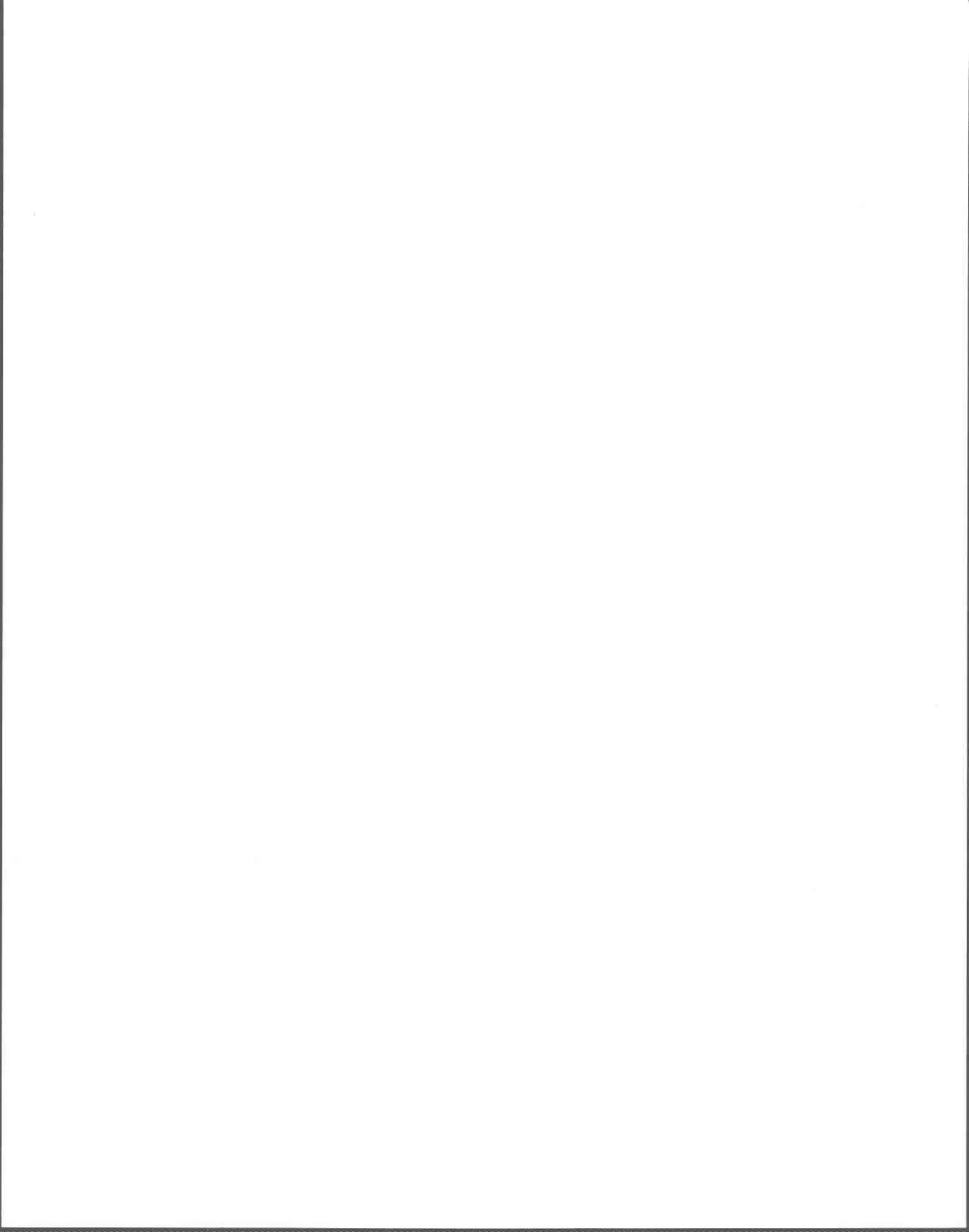
STATION 3

STATION 4

STATION 5

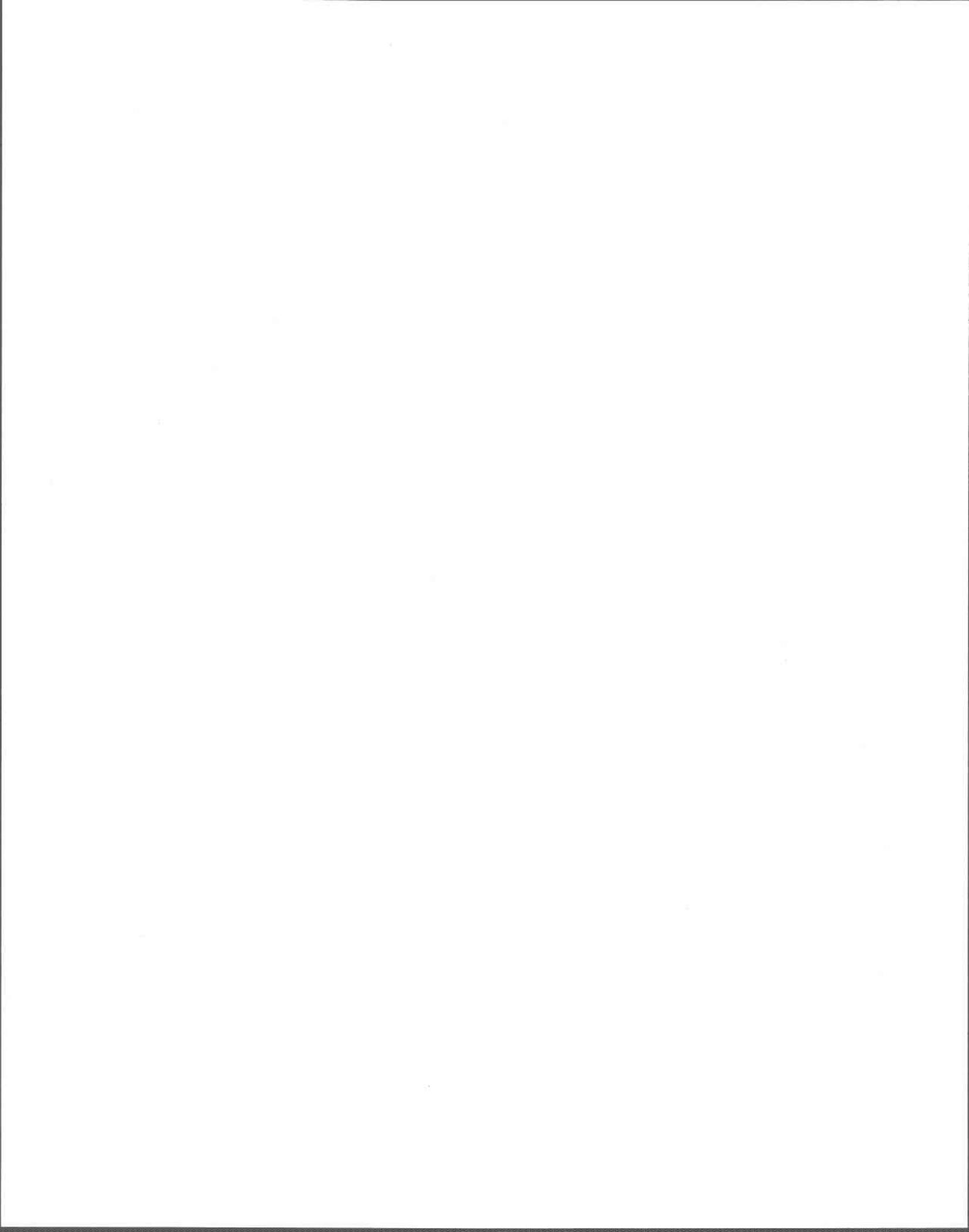


EAST - BROUGHTON STATION			
sheet 1 84	ROCHETTE, BOURGEMONT et PRELUZ, ingénieur-architecte	17, rue de la Gare	1908
sheet 1 85	100, avenue de France, 100, rue de la Gare	100, rue de la Gare	1908
sheet 1 86	100, avenue de France, 100, rue de la Gare	100, rue de la Gare	1908
sheet 1 87	100, avenue de France, 100, rue de la Gare	100, rue de la Gare	1908
sheet 1 88	100, avenue de France, 100, rue de la Gare	100, rue de la Gare	1908



**ANNEXE C**

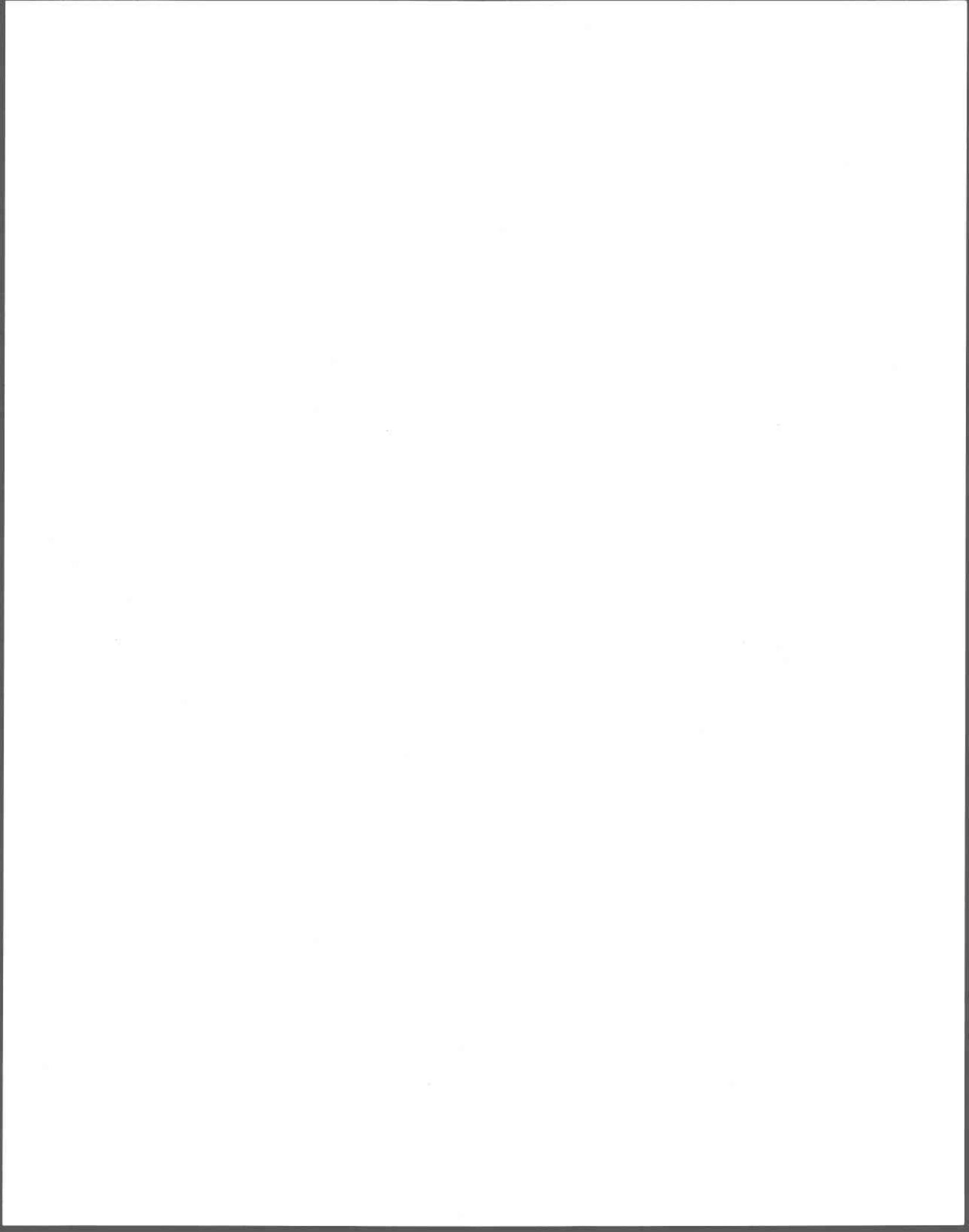
**COMPLÉMENT DES MÉTHODES D'ANALYSES UTILISÉES**



**ANNEXE C: COMPLÉMENT DES MÉTHODES D'ANALYSES UTILISÉES**

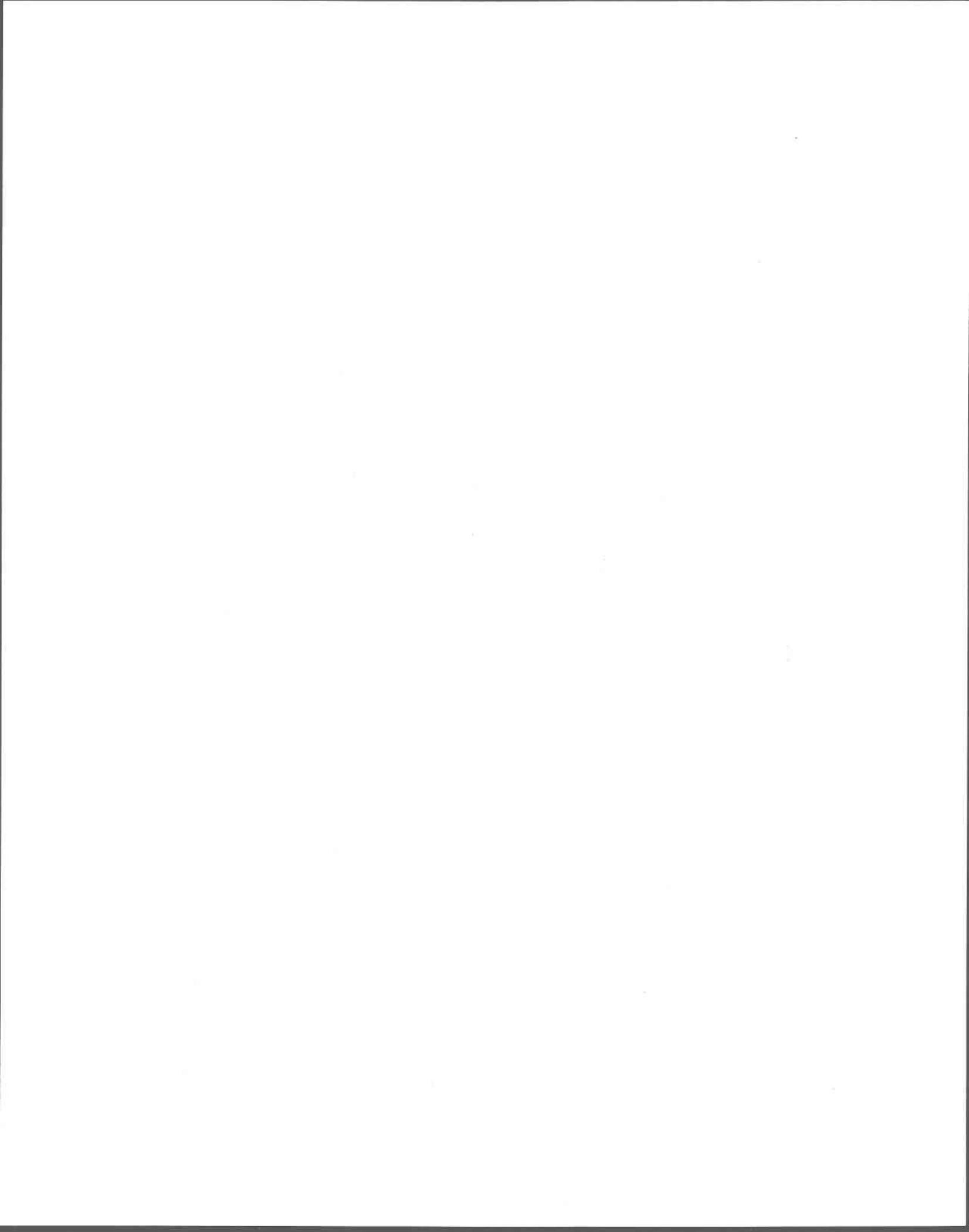
Les mesures de température de l'eau ont été prises directement sur place à l'aide d'un thermomètre de verre. Les échantillons d'eau recueillis ont été conservés dans une glacière pendant environ trois heures, le temps de terminer l'échantillonnage et de transporter les échantillons jusqu'au laboratoire pour analyse. Le pH, la turbidité ainsi que la conductivité ont été mesurés au laboratoire à l'arrivée du terrain. Les échantillons d'eau ont été conservés à la chambre froide pour les analyses de chlorophylle et de carbone organique dissous. L'analyse de la chlorophylle "a" a été effectuée, dans les 24 heures suivant l'échantillonnage, 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  $\mu\text{m}$  au lieu de 0,8  $\mu\text{m}$  afin de récupérer toutes les algues. De plus, un fluorimètre Turner Designs, appartenant à l'INRS-Eau, 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'analyse du carbone organique dissous contenu dans l'eau a été faite dans les 48 heures suivant la prise d'échantillons.

L'identification et le dénombrement du phytoplancton ont été effectués au microscope inversé à 400x au moins 12 heures après l'échantillonnage (temps nécessaire aux organismes phytoplanctoniques pour sédimenter dans les tubes). 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 correspond à un individu cellulaire, une colonie ou à un filament).



**ANNEXE D**

**SOMMAIRE CLIMATOLOGIQUE DE  
THETFORD-MINES POUR LES MOIS  
DE JUIN, JUILLET, AOÛT ET SEPTEMBRE 1991**



Quantité	Température (°C)		Précipitation			Durée		Autres phénomènes							Vent (8h00)				
	Maximale	Minimale	Hauteur		Total	Début	Fin	Néige au sol (centimètres entiers)	Brouillard - Brume	Giboulées	Géle	Orage - Tonnerre	Poussière	Vent violent ( $\geq 62$ km/h)	Vagues	Visibilité $\leq 400$ m.	Nébulosité (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètre/heure)
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Néige (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												05	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	16.0	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	17.0	0.4	0.0	0.4												10	SW	020
11	26.0	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					1					10	E	012
13	17.0	9.0	0.0	0.0	0.0	1400	1420										05	NW	032
14	20.0	6.0	4.0	0.0	4.0	0010	0200										05	NW	020
15	13.0	11.0	7.0	0.0	7.0	0001	0100										10	SW	005
16	17.0	10.0	9.0	0.0	9.0	0430	1410										10	E	014
17	23.0	11.0	0.0	0.0	0.0	1500	1800										10	E	016
18	28.0	12.0	0.0	0.0	0.0	0620	0630										00	S	012
19	27.0	14.0	0.4	0.0	0.4												00	S	005
20	27.0	19.0	0.0	0.0	0.0												03	S	008
21	20.0	14.0	0.0	0.0	0.0												02	N	020
22	18.0	5.0	0.0	0.0	0.0												10	N	016
23	23.0	7.0	0.0	0.0	0.0												00	S	008
24	25.0	10.0	0.0	0.0	0.0												10	S	008
25	27.0	11.0	0.0	0.0	0.0												00	S	005
26	27.0	16.0	1.0	0.0	1.0												10	S	010
27	29.0	19.0	0.4	0.0	0.4												10	SW	005
28	27.5	20.0	38.4	0.0	38.4	1620	1640										10	S	032
29	19.5	13.0	0.0	0.0	0.0	1900	1940		1			1					08	N	016
30	19.0	10.0	0.0	0.0	0.0												01	N	008
31																			
TOTAL	689.0	338.0	69.4	0.0	69.4														
Moyenne	22.0	11.3																	
Moyenne mensuelle	16.7																		

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	Quantité	27
Température minimale	4.0	Quantité	14
Pluie maximale	38.4	Quantité	28

Degrés - Jours $> 5^{\circ}\text{C}$	348.5
Degrés - Jours $> 10^{\circ}\text{C}$	198.5
Degrés - Jours $< 16^{\circ}\text{C}$	71.7

Quartiers	Température (°C)		Précipitation			Autres phénomènes										Vent (8h00)	
	Maximale	Minimale	Hauteur		Durée	Néige au sol (centimètres crâiers)	Brouillard - Brume	Giboulées	Grêles	Orage - Tonnerre	Poudrière	Vent violent (≥ 60 km/h)	Verglas	Visibilité < 400 m.	Nébulosité (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètre/heure)
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Neige (Au dixième de centimètre)													
1	18.0	6.0	0.0	0.0	0.0										10	W	020
2	22.0	9.0	0.0	0.0	0.0										01	N	016
3	24.0	11.0	0.0	0.0	0.0										00	E	002
4	27.0	14.0	0.0	0.0	0.0										08	S	008
5	22.0	14.0	9.4	0.0	9.4	2050	2130								10	E	005
6	19.0	11.0	7.4	0.0	7.4	0300	1240								10	E	005
7	25.0	15.0	0.4	0.0	0.4	1720	1750								10	S	005
8	22.0	16.0	8.6	0.0	8.6	1320	1600								10	S	005
9	19.0	9.0	0.0	0.0	0.0										10	SW	040
10	19.0	10.0	0.0	0.0	0.0										08	W	024
11	21.0	10.0	0.0	0.0	0.0										07	W	012
12	23.0	8.0	8.8	0.0	8.8										07	E	608
13	24.0	14.0	6.2	0.0	6.2	2300									10	S	008
14	23.0	15.0	0.0	0.0	0.0	0240	0330								10	NE	010
15	24.5	16.0	0.0	0.0	0.0										00	S	008
16	24.0	12.0	0.0	0.0	0.0										00	S	012
17	25.0	16.0	4.0	0.0	4.0	1600	1720								00	S	008
18	27.0	19.0	0.2	0.0	0.2	1850	1940								10	S	012
19	31.0	19.0	0.0	0.0	0.0										00	S	005
20	31.0	22.0	0.0	0.0	0.0										00	SW	012
21	22.0	19.0	9.0	0.0	9.0	0920	1030								10	W	005
22	22.0	10.0	5.2	0.0	5.2	2040	2050								00	N	016
23	24.0	14.0	1.0	0.0	1.0	0330									10	E	008
24	24.0	11.0	0.0	0.0	0.0										05	S	012
25	24.0	12.0	0.0	0.0	0.0										00	S	008
26	24.0	15.0	4.2	0.0	4.2	1440	1500								10	S	005
27	23.0	14.0	0.0	0.0	0.0										01	S	005
28	23.0	10.0	0.0	0.0	0.0										00	S	008
29	27.0	11.0	0.0	0.0	0.0										00	S	005
30	28.0	14.0	1.0	0.0	1.0										00	E	008
31	21.0	15.0	3.0	0.0	3.0	0630	0850								10	S	005
TOTAL	788.5	410.0	59.6	0.0	59.6												
Moyenne	25.1	13.2															
Moyenne mensuelle	18.5																

PERIODE DE LA NORMALE : 1951-80

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

Température maximale	31.0	Quantième	19
Température minimale	6.8	Quantième	1
Pluie maximale	9.4	Quantième	5
Neige maximale	0.0	Quantième	

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

Degrés - Jours < 5°C	419.4
Degrés - Jours > 10°C	264.2
Degrés - Jours < 18°C	29.5

Quantième	Température (°C)		Précipitation				Autres phénomènes							Vent (8h00)					
	Maximale	Minimale	Hauteur		Total (Au dixième de millimètre)	Durée		Neige au sol (centimètres entiers)	Brouillard - Brume	Giboulées	Grêle	Orage - Tonnerre	Poudrerie	Vent violent (> 62 km/h)	Verglas	Visibilité < 400 m.	Nébulosité (8h00)	Direction	Vitesse (kilomètres/heure)
			Pluie (Au dixième de millimètre)	Neige (Au dixième de centimètre)		Début	Fin												
1	26.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0								10	E	003	
2	23.0	14.0	0.6	0.0	0.6	1330	1340	0								05	S	003	
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	28.0	10.0	0.0	0.0	0.0	1320	1400	0								02	S	003	
7	25.0	12.0	0.0	0.0	0.0			0								00	S	003	
8	27.0	14.0	0.0	0.0	0.0			0								01	S	003	
9	27.0	15.0	11.0	0.0	11.0	1230	1300	0			1					05	E	003	
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			1					10	SW	016	
12	28.0	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	0050	0100	0								00	SW	003	
16	22.0	17.0	0.0	0.0	0.0			0								10	W	016	
17	29.0	16.0	6.0	0.0	6.0			0								00	S	003	
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	1710	0040	0								00	E	016	
21	16.0	11.0	17.2	0.0	17.2	0750	0920	0								10	E	016	
22	21.0	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								02	W	018	
24	19.0	5.0	0.0	0.0	0.0	2100	2200	0								01	SE	008	
25	23.0	8.0	0.2	0.0	0.2			0								00	E	008	
26	25.0	14.0	26.4	0.0	26.4			0			1					10	SW	016	
27	25.5	20.0	18.0	0.0	18.0	0550	0910	0			1					10	S	016	
28	24.0	18.0	0.0	0.0	0.0	1720	2040	0								10	S	003	
29	26.0	14.0	0.0	0.0	0.0	0550	0710	0								00	S	003	
30	27.5	17.0	19.0	0.0	19.0	1650	2030	0			1					00	S	012	
31	17.0	11.0	0.0	0.0	0.0			0								10	N	012	
TOTAL	715.9	623.0	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			18.4																

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
16h00	3	0	9	0	5	5	9	0	0

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

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

Quantité	Température (°C)		Précipitation			Autres phénomènes								Vent (8h00)			
	Maximale	Minimale	Hauteur		Durée	Néige au sol (centimètres entiers)	Brouillard - Brume	Géouglée	Grêle	Orage - Tonnerre	Poudre de neige	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	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	0710	0910								00	W	008
4	18.0	14.0	1.0	0.0	1.0										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	1400	2030								10	S	005
15	17.0	7.0	12.0	0.0	12.0										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									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								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			10.1
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

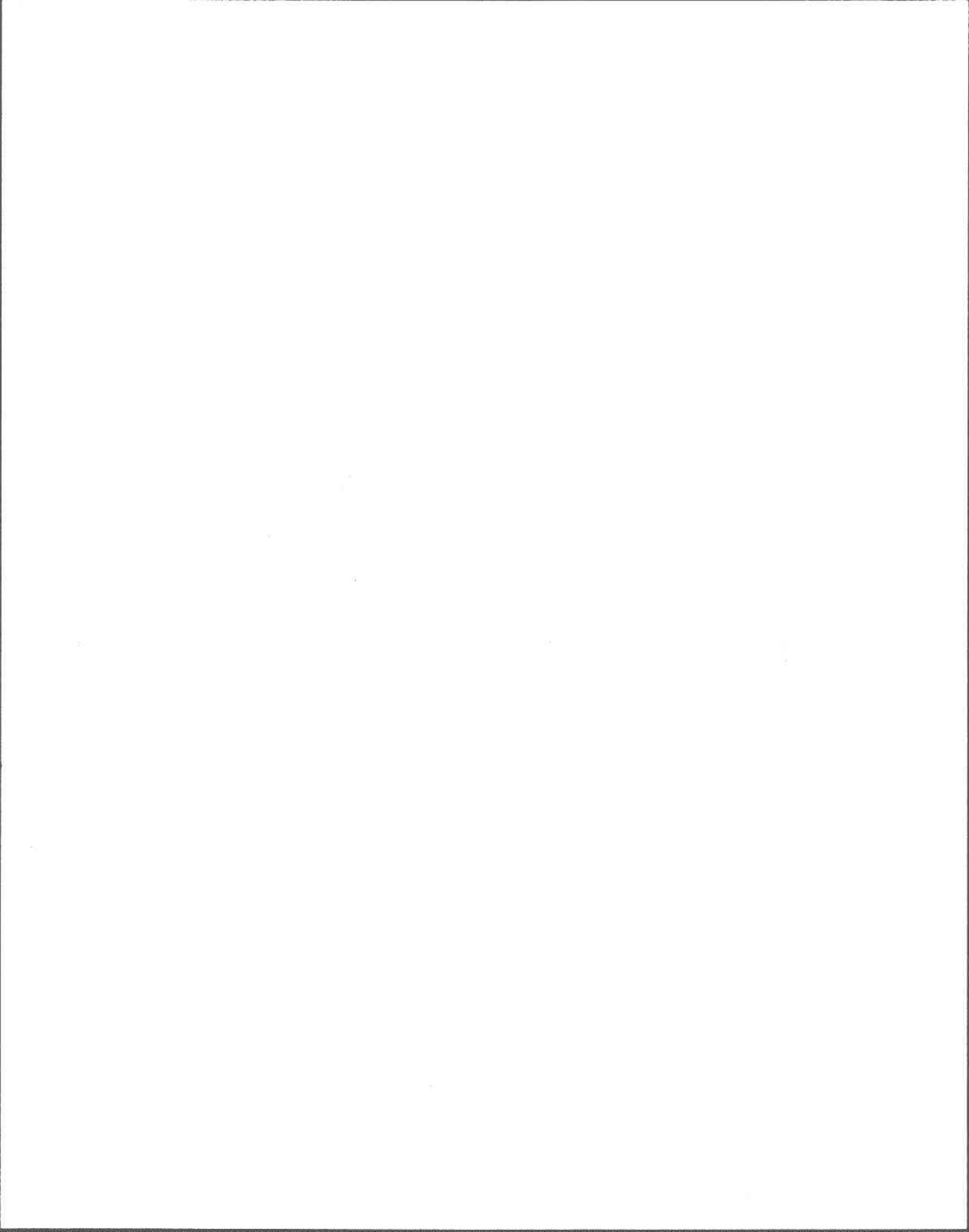
Fréquence de direction des vents									
	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	C
8h00	2	0	4	1	12	3	7	1	
18h00	5	0	1	1	7	2	14	0	

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**

**DONNÉES BRUTES SUR LA QUALITÉ  
PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DE L'EAU**



**Tableau E.1: Paramètres physico-chimiques et biologique de l'eau à la station 1 (1991)**

Date (1991)	temp. (°C)	pH (unité)	conduct. ( $\mu$ S/cm)	turbidité (UTN)	couleur (UCV)	COD (mg/L)	chlo."a" ( $\mu$ g/L)
3-6	13.5	6.3	36.7	0.43	13.2	3.1	2.53
17-6	15.5	6.4	33.2	0.45	13.3	3.1	6.77
2-7	16.5	6.6	36.2	0.51	16.2	3.7	3.59
15-7	16.0	6.2	44.4	0.46	11.8	3.4	5.20
29-7	18.7	6.8	24.9	0.55	12.8	2.7	3.26
12-8	17.5	6.3	26.5	0.76	12.0	3.1	3.29
26-8	17.0	6.4	27.8	0.55	8.6	4.0	2.55
9-9	17.0	6.3	27.8	0.58	10.5	3.9	1.80
23-9	14.0	6.4	28.6	0.71	10.8	2.8	2.97
moyenne	16.2	6.4	31.8	0.55	12.1	3.3	3.55
écart-type	1.7	0.2	6.3	0.11	2.1	0.5	1.53
norme*	15	6.5-8.5	800	5	15	-	-

temp.: température

conduct.: conductivité

COD: carbone organique dissous

chlo. "a": chlorophylle "a"

UTN: unité néphélométrique de turbidité

UCV: unité de couleur vraie

\* Santé et Bien-être social Canada (1982)

**Tableau E.2: Paramètres physico-chimiques et biologique de l'eau à la station 2 (1991)**

Date (1991)	temp. (°C)	pH (unité)	conduct. ( $\mu$ S/cm)	turbidité (UTN)	couleur (UCV)	COD (mg/L)	chlo."a" ( $\mu$ g/L)
3-6	13.5	6.4	37.8	0.43	12.7	3.5	2.26
17-6	16.5	6.6	33.3	0.47	12.6	2.7	5.12
2-7	16.5	6.3	39.1	0.65	15.4	3.7	3.08
15-7	16.5	6.1	36.7	0.50	10.8	3.4	3.33
29-7	18.7	6.7	27.1	0.60	12.2	2.8	2.97
12-8	18.0	6.3	26.8	0.94	11.0	3.2	3.44
26-8	17.0	6.6	29.0	0.60	8.8	3.8	2.64
9-9	17.0	6.5	32.2	0.61	9.4	4.0	2.01
23-9	14.0	6.4	31.6	0.71	9.2	2.8	1.96
moyenne	16.4	6.4	32.6	0.61	11.3	3.3	2.98
écart-type	1.7	0.2	4.5	0.15	2.1	0.5	0.97
norme*	15	6.5-8.5	800	5	15	-	-

temp.: température

conduct.: conductivité

COD: carbone organique dissous

chlo. "a": chlorophylle "a"

UTN: unité néphélométrique de turbidité

UCV: unité de couleur vraie

\* Santé et Bien-être social Canada (1982)

**Tableau E.3: Paramètres physico-chimiques et biologique de l'eau à la station 3 (1991)**

Date (1991)	temp. (°C)	pH (unité)	conduct. ( $\mu$ S/cm)	turbidité (UTN)	couleur (UCV)	COD (mg/L)	chlo."a" ( $\mu$ g/L)
3-6	12.0	6.2	37.6	0.40	11.9	3.1	1.78
17-6	14.5	6.3	36.3	0.47	12.0	2.3	2.45
2-7	16.0	6.5	40.2	0.56	14.7	3.3	2.09
15-7	17.0	5.5	36.4	0.44	9.9	3.7	1.34
29-7	17.5	6.6	26.5	0.52	12.0	2.7	2.31
12-8	17.5	6.3	28.2	0.71	10.0	3.0	2.13
26-8	17.5	6.6	29.5	0.52	8.1	3.1	1.96
9-9	18.0	6.4	30.2	0.56	8.8	3.6	1.17
23-9	19.0	6.5	32.0	1.40	16.0	2.8	1.94
moyenne	16.6	6.3	33.0	0.62	11.5	3.1	1.91
écart-type	2.1	0.3	4.8	0.31	2.6	0.4	0.42
norme*	15	6.5-8.5	800	5	15	-	-

temp.: température

conduct.: conductivité

COD: carbone organique dissous

chlo. "a": chlorophylle "a"

UTN: unité néphélométrique de turbidité

UCV: unité de couleur vraie

\* Santé et Bien-être social Canada (1982)

**Tableau E.4: Paramètres physico-chimiques et biologique de l'eau à la station 4 (1991)**

Date (1991)	temp. (°C)	pH (unité)	conduct. ( $\mu$ S/cm)	turbidité (UTN)	couleur (UCV)	COD (mg/L)	chlo. "a" ( $\mu$ g/L)
3-6	14.5	6.3	35.4	0.45	12.1	3.2	1.21
17-6	15.5	6.5	40.5	0.42	11.8	2.3	2.82
2-7	16.0	6.5	36.8	0.59	14.4	3.0	2.46
15-7	17.5	5.8	36.7	0.49	10.4	3.2	1.56
29-7	19.0	6.7	28.0	0.55	11.8	3.0	2.53
12-8	17.5	6.3	29.7	0.84	10.6	3.0	2.02
26-8	18.0	6.5	29.4	0.58	8.4	3.3	1.85
9-9	18.0	6.4	31.3	0.58	8.2	3.9	1.12
23-9	18.0	6.3	31.8	0.61	8.9	2.8	2.53
moyenne	17.1	6.4	33.3	0.57	10.7	3.1	2.01
écart-type	1.5	0.3	4.2	0.12	2.0	0.4	0.62
norme*	15	6.5-8.5	800	5	15	-	-

temp.: température

conduct.: conductivité

COD: carbone organique dissous

chlo. "a": chlorophylle "a"

UTN: unité néphélométrique de turbidité

UCV: unité de couleur vraie

\* Santé et Bien-être social Canada (1982).

**Tableau E.5: Paramètres physico-chimiques et biologique de l'eau à la station 5 (1991)**

Date (1991)	temp. (°C)	pH (unité)	conduct. ( $\mu$ S/cm)	turbidité (UTN)	couleur (UCV)	COD (mg/L)	chlo."a" ( $\mu$ g/L)
3-6	13.7	6.4	39.5	0.43	11.8	3.1	0.68
17-6	15.5	6.5	41.5	0.46	12.2	2.3	2.46
2-7	16.3	6.3	34.7	0.54	14.9	3.4	2.13
15-7	16.5	5.6	25.2	0.47	9.6	3.4	1.41
29-7	19.0	6.6	28.0	0.50	12.4	2.7	2.71
12-8	18.5	6.3	28.3	0.96	10.7	3.0	2.20
26-8	18.0	6.5	29.8	0.51	7.6	2.8	1.36
9-9	18.0	6.5	34.5	0.54	8.5	3.9	1.10
23-9	18.0	6.4	31.5	0.65	8.4	2.7	2.22
moyenne	17.1	6.3	32.6	0.57	10.7	3.0	1.81
écart-type	1.7	0.3	5.5	0.16	2.4	0.5	0.69
norme*	15	6.5-8.5	800	5	15	-	-

temp.: température

conduct.: conductivité

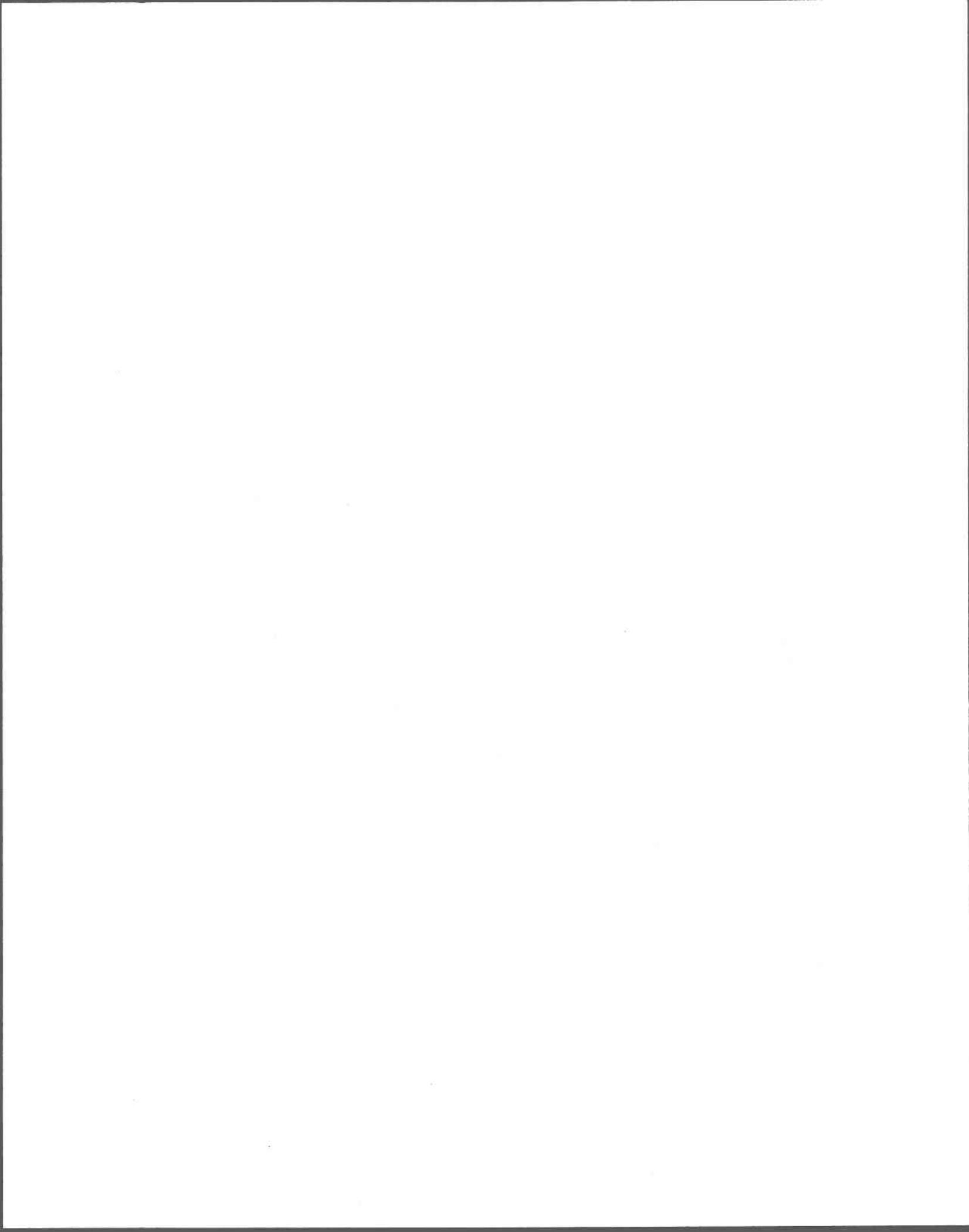
COD: carbone organique dissous

chlo. "a": chlorophylle "a"

UTN: unité néphélométrique de turbidité

UCV: unité de couleur vraie

\* Santé et Bien-être social Canada (1982)



**ANNEXE F**

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

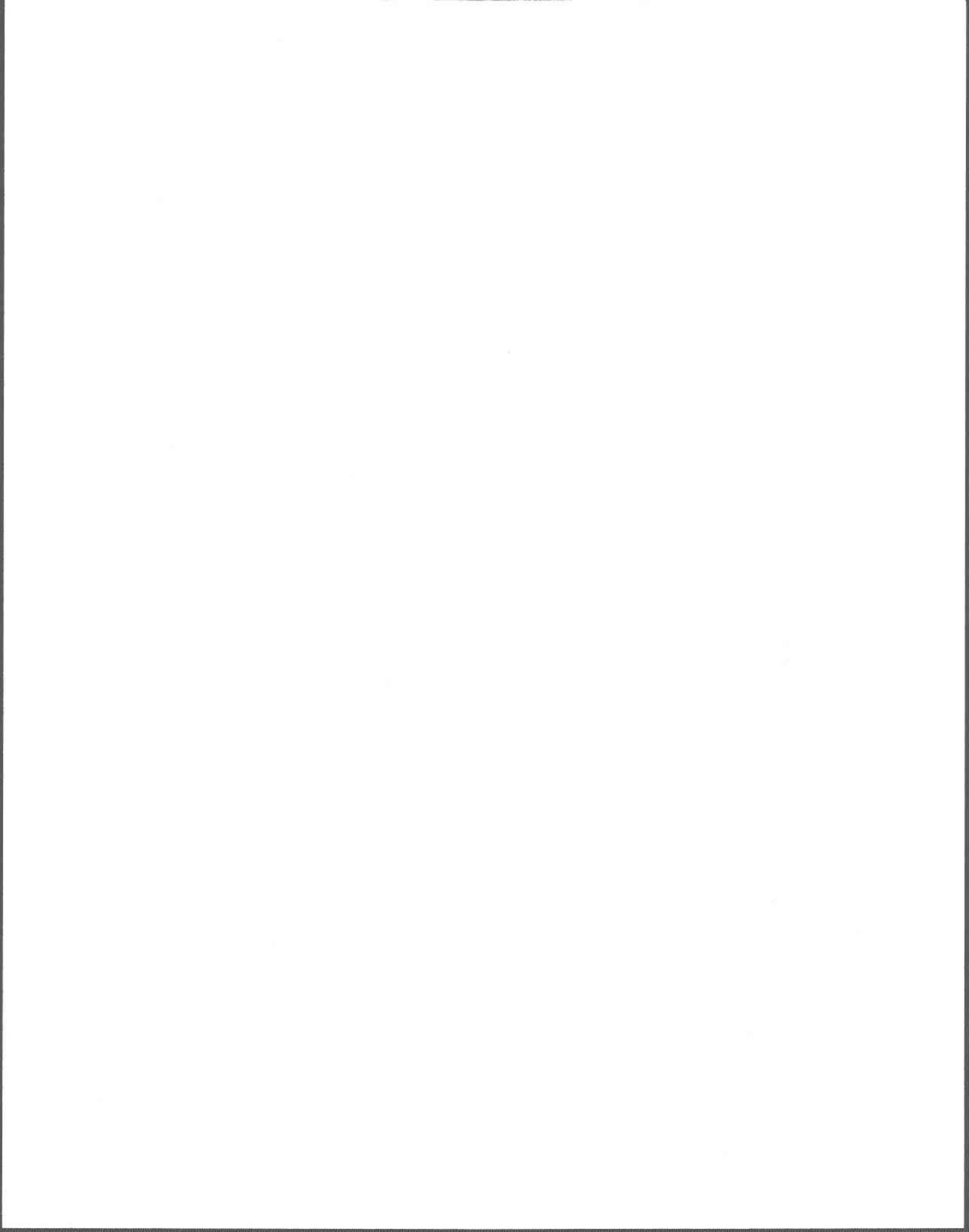


Tableau F.1: Liste des genres de Cyanobactéries et d'algues retrouvés à la station 1

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

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

Classe	unité	Date									
		3-juin	17-juin	2-juil	15-juil	29-juil	12-août	26-août	9-sept	23-sept	
Bacillariophyceae	nb $\phi$ /mL*	49	139	297	163	89	3	x	68	52	
Chlorophyceae	nb $\phi$ /mL*	26	18	5	17	12	18	x	15	11	
Chrysophyceae	nb $\phi$ /mL*	152	1383	199	613	98	83	x	32	9	
Cryptophyceae	nb $\phi$ /mL*	65	21	33	30	18	18	x	3	9	
Cyanophyceae	nb $\phi$ /mL*	43	88	79	216	267	371	x	169	361	
<b>Total</b>	nb $\phi$ /mL*	335	1649	613	1039	484	493	x	287	442	

note: ces valeurs ont été arrondies

x: perte d'échantillon

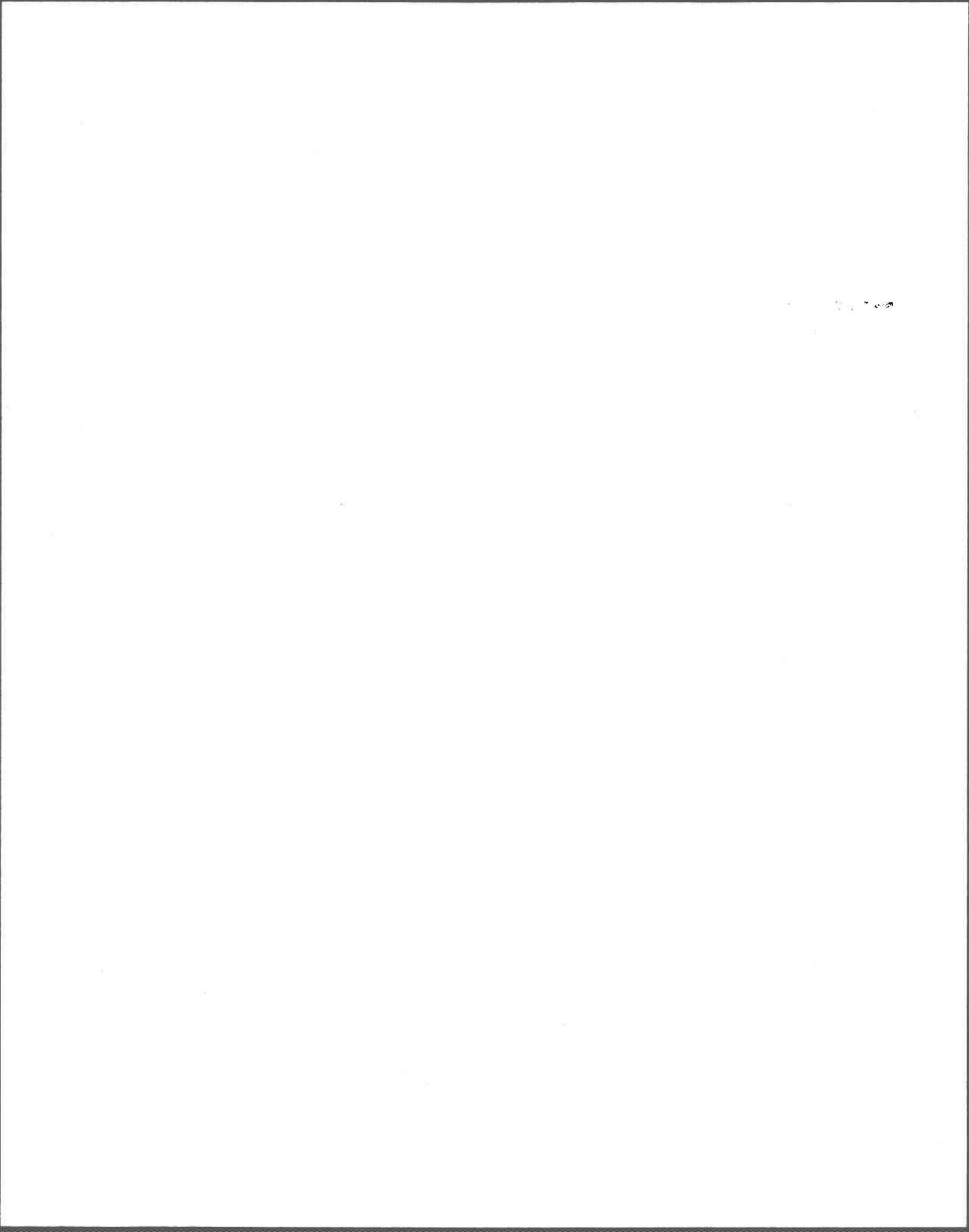
\*nb  $\phi$ /mL: nombre de cellules par millilitre

Tableau F.3: Genre dominant pour chaque classe de phytoplancton à la station 1 en 1991

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

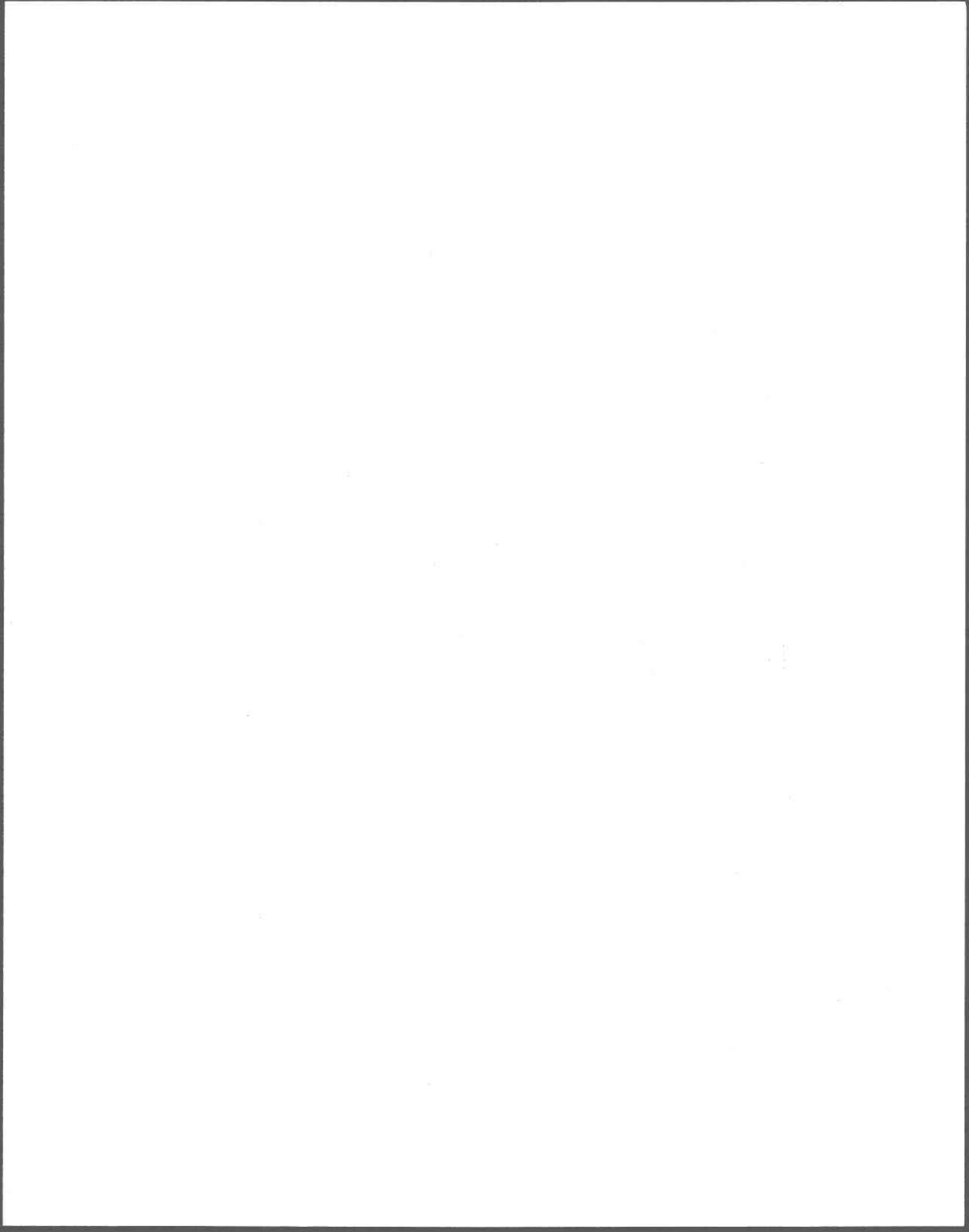
note: le chiffre indique le nombre de cellules ou colonies par millilitre en valeur arrondie

x: perte d'échantillon



**ANNEXE G**

**DONNÉES BRUTES POUR L'IDENTIFICATION  
DES GOÛTS ET DES ODEURS DANS LE RÉSEAU**



**Tableau G.1: Identification des goûts et des odeurs dans  
l'eau du réseau d'East-Broughton station (1991)**

<b>Date (1991)</b>	<b>Station 3</b>	<b>Station 4</b>	<b>Station 5</b>
3 juin	-	terre, poisson	terre
17 juin	poisson, terre	terre	terre
2 juillet	poisson, terre	poisson, terre	terre, rouille
15 juillet	terre, marécage	terre	terre
29 juillet	fer, rouille	terre	terre
12 août	fer, rouille	terre	terre
26 août	terre, marécage	terre	terre
9 septembre	terre, marécage	terre	terre
23 septembre	terre, marécage	terre	terre

**Tableau G.2: Intensité des odeurs à 17°C et à 35°C dans  
l'eau du réseau d'East-Broughton station (1991)**

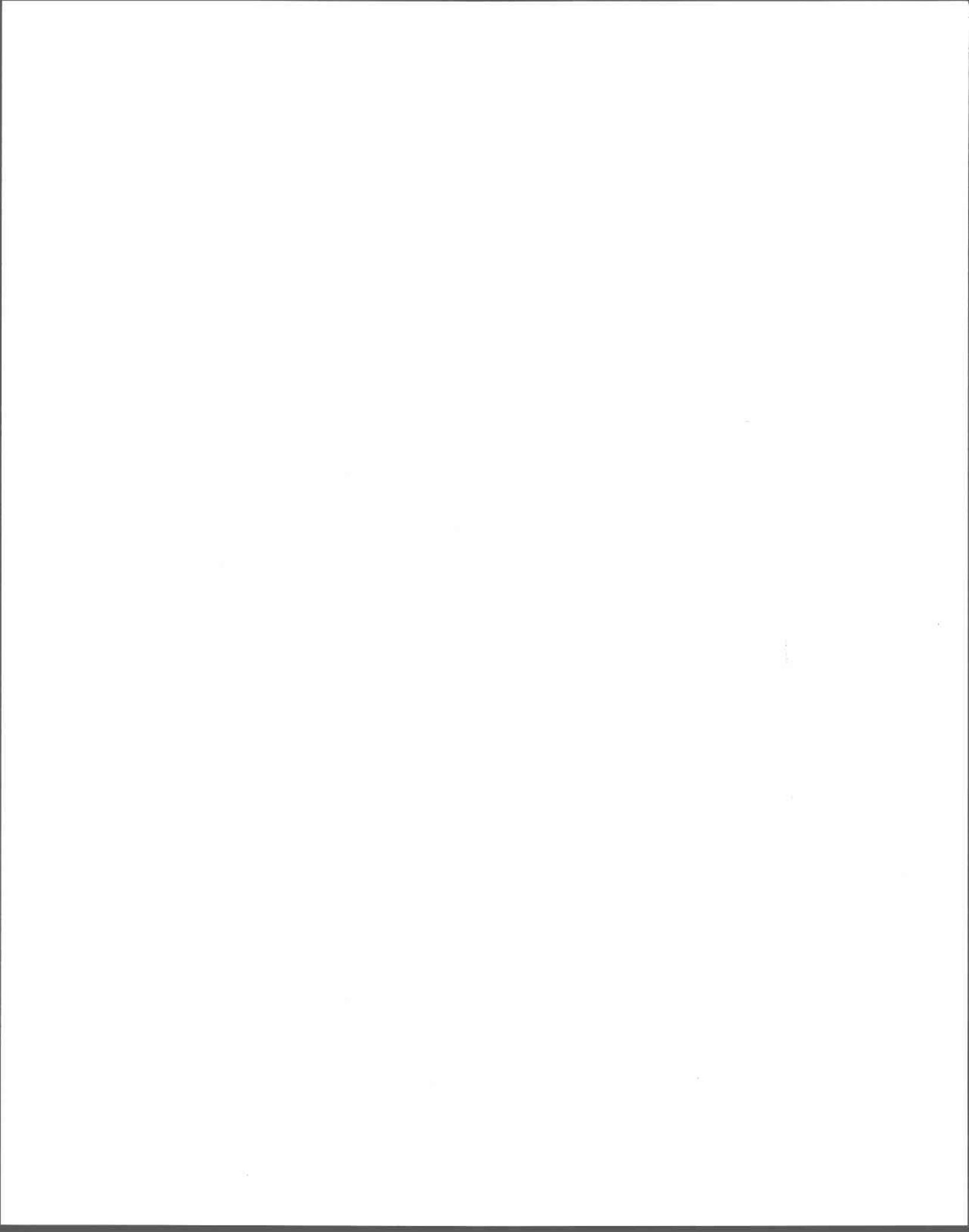
Date (1991)	3/6	17/6	2/7	15/7	29/7	12/8	26/8	9/9	23/9
<b>station 3</b>									
17°C	-	1	1	1	0	0	1	1	1
35°C	-	0	1	1	1	1	2	2	2
<b>station 4</b>									
17°C	0	0	1	1	2	1	1	1	0
35°C	1	0	2	1	3	3	2	2	1
<b>station 5</b>									
17°C	0	1	1	2	2	1	1	1	1
35°C	1	2	2	3	3	2	1	1	1

**Tableau G.3: Intensité des goûts à 17°C et à 35°C dans  
l'eau du réseau d'East-Broughton station (1991)**

Date (1991)	3/6	17/6	2/7	15/7	29/7	12/8	26/8	9/9	23/9
<b>station 3</b>									
17°C	-	2	1	1	1	1	1	1	2
35°C	-	2	1	1	2	2	2	2	3
<b>station 4</b>									
17°C	1	1	1	1	3	1	1	1	1
35°C	2	2	3	1	3	3	2	2	2
<b>station 5</b>									
17°C	1	1	1	2	2	1	1	1	2
35°C	3	3	2	2	2	2	1	1	3

**ANNEXE H**

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



**Tableau H.1: Moyennes des résultats physico-chimiques et biologiques de l'eau d'East-Broughton station obtenues en 1989 (Lessard, 1989)**

Paramètre	unité	sources	lac	réservoir	robinet
		(a)	(b)	(c)	(d)
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"	µg/L	2.30	5.22	7.73	4.08
CID*	mg/L	1.17	1.40	1.40	1.73
COD**	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	<0.1
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	***	0.14	0.15	1.33	0.06
silice	mg/L	3.43	0.71	0.45	0.50

\*carbone inorganique dissous

\*\*carbone organique dissous

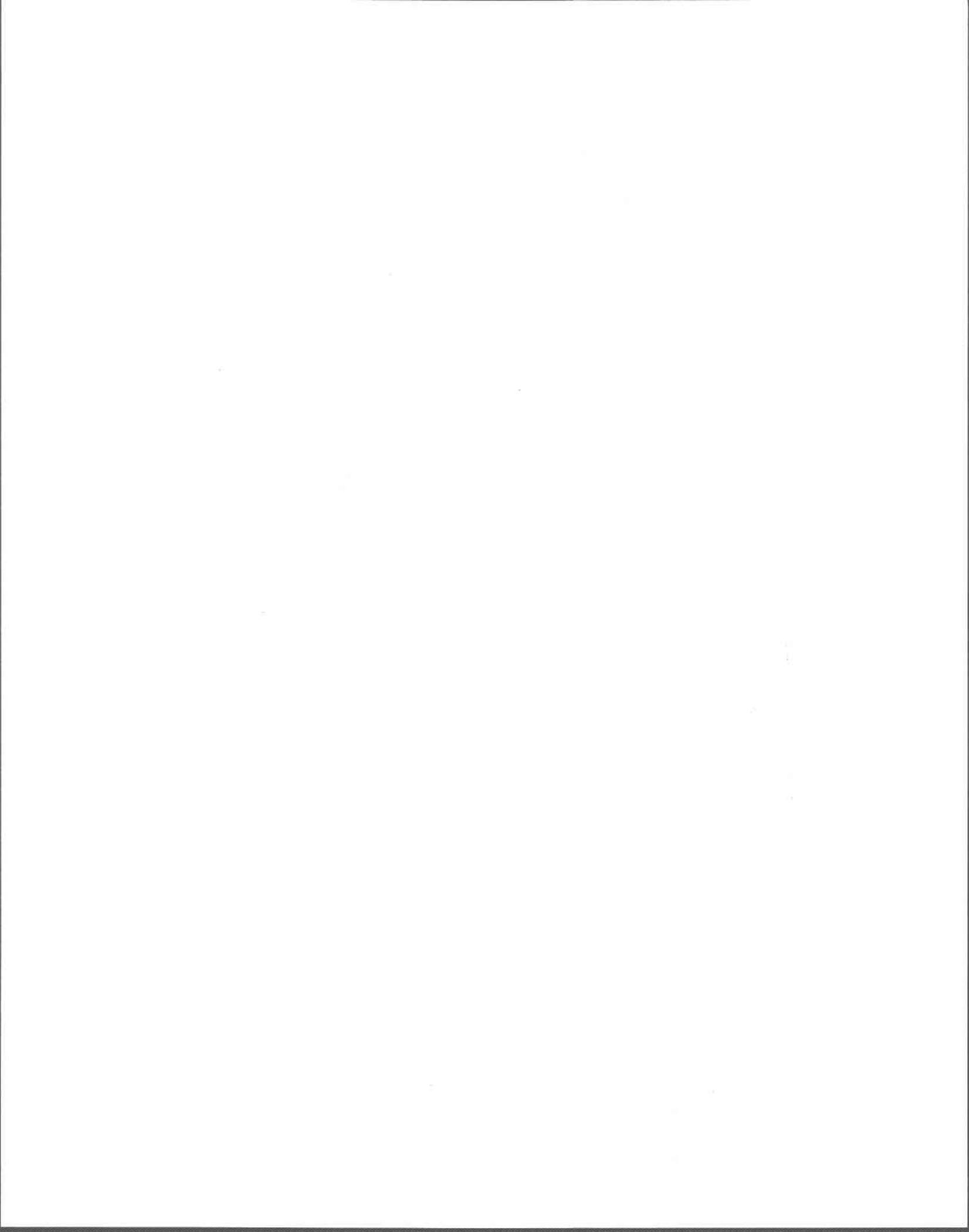
\*\*\*mg d'algues/L

a) eaux souterraines alimentant le Lac du Cinq, trois sources principales

b) Lac du Cinq

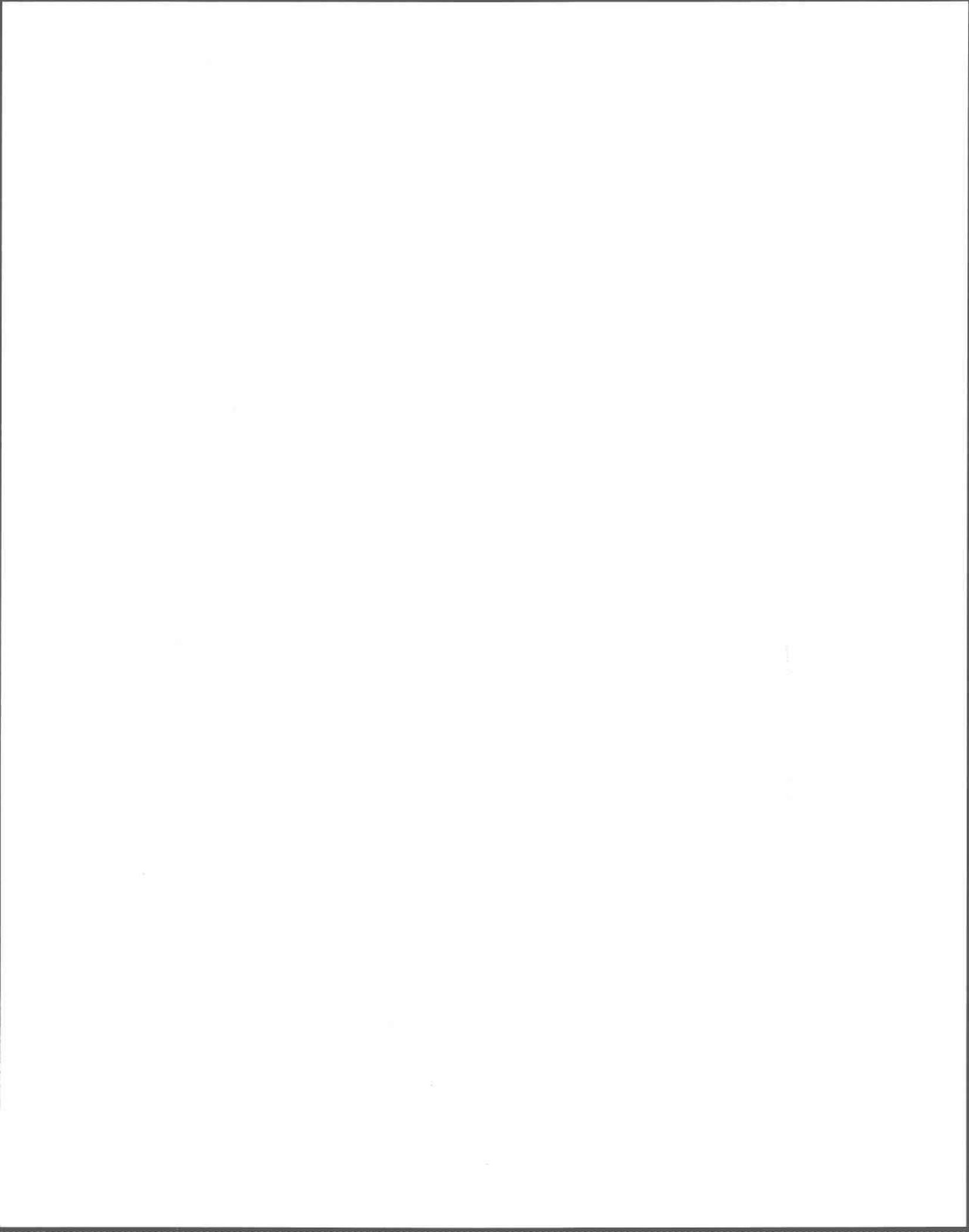
c) poste de chloration d'East-Broughton station (eau brute)

d) même station d'échantillonnage que la station 4 en 1991



## **ANNEXE I**

### **CALCULS DES PARAMÈTRES DE CONCEPTION DU SYSTÈME PILOTE PROPOSÉ**



## ANNEXE I: CALCULS DES PARAMÈTRES DE CONCEPTION DU SYSTÈME PILOTE PROPOSÉ

Certaines données du tableau I ci-après, représentant les propriétés d'un CAG qui pourrait être utilisé dans le contrôle des goûts et des odeurs d'origine biologique, servent aux calculs de cette étude pour la conception d'un système de traitement pilote.

**Tableau I: Exemple de propriétés de CAG (Filtrisorb 400) susceptible d'être utilisé pour le traitement de l'eau à East-Broughton station (Calgon Carbon Corporation, 1989).**

Paramètre	Unité	Valeur
surface spécifique	m <sup>2</sup> /g	1050-1200
densité du lit lavé et drainé	g/cm <sup>3</sup> approximatif	425
densité des particules	g/cm <sup>3</sup> (mouillé)	1.3-1.4
diamètre moyen des pores	m m	0.9-1.1
porosité (microporosité intragrains et porosité intergrains)	cm <sup>3</sup> /g	0.85-0.95
coefficient d'uniformité maximal		1.9
granulométrie	U.S. mesh	12 x 40
	m m	0.4-1.7
refus à 1.7mm	%	1.0-5.0
en-dessous de 0.4 mm	%	1.0-1.5
taille effective	m m	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

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

$$\text{EBCT} = \text{profondeur du lit de CAG (m)} / \text{vitesse superficielle (m/h)} \quad (1)$$

$$\text{EBCT} = \text{volume du lit de CAG (m}^3\text{)} / \text{débit (m}^3\text{/h)} \quad (2)$$

Suite à la revue de littérature, le temps de contact (EBCT) proposé est de 8,3 minutes pour l'ensemble des trois colonnes montées en série. Deux études, Forsyth et al. (1982) et Yohe et al. (1981), utilisent respectivement des débits de 0,891 m<sup>3</sup>/h et de 0,033 m<sup>3</sup>/h. Le débit est choisi dans cet intervalle afin d'obtenir une dimension respectable de colonne pour la conception d'un montage expérimental. Ce débit est de 0,425 m<sup>3</sup>/h. À partir de ces données, il est possible de calculer le volume du lit de CAG (V).

$$V = \text{EBCT} \times \text{débit}$$

$$V = 8,3 \text{ min} \times 0,425 \text{ m}^3\text{/h} \times (1 \text{ hre}/60 \text{ min}) = 0,059 \text{ m}^3$$

Le volume du lit (V), la densité des particules du lit mouillé (D=1,3-1,4 g/cm<sup>3</sup>) et le volume des pores (v=0,85-0,95 cm<sup>3</sup>/g) permettent de calculer la masse de CAG mouillé. Etant donné que les pores du charbon sont occupés par l'eau, il faut multiplier la porosité par la densité de l'eau (1 g/cm<sup>3</sup>). La masse de CAG (M) est calculée selon la formule suivante:

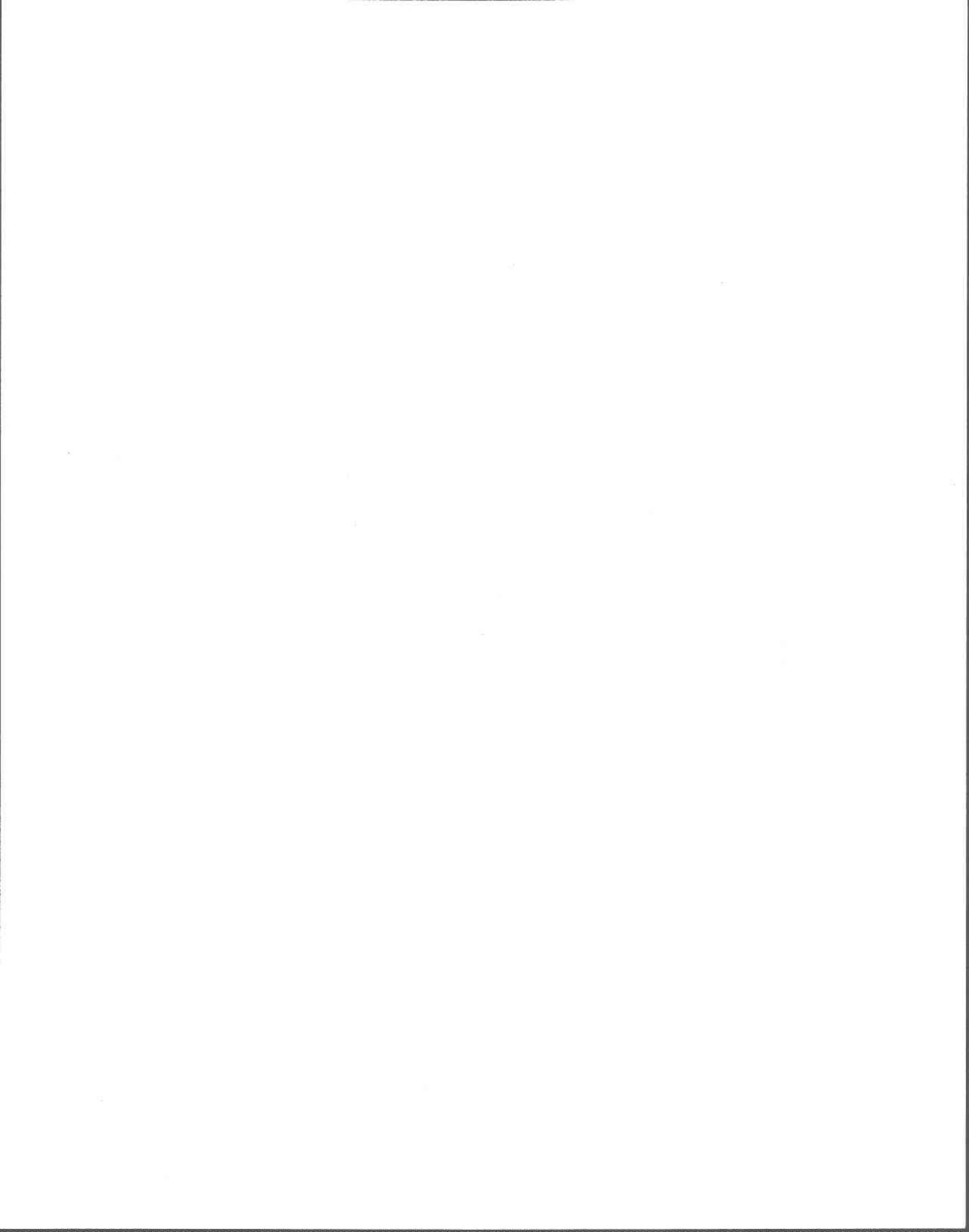
$$M = D \times V \times 0,85 \quad (3)$$

$$M \text{ (g)} = 1,3 \text{ g/cm}^3 \times 59\,000 \text{ cm}^3 \times 0,85 = 65\,195 \text{ g, soit } 65,2 \text{ kg}$$

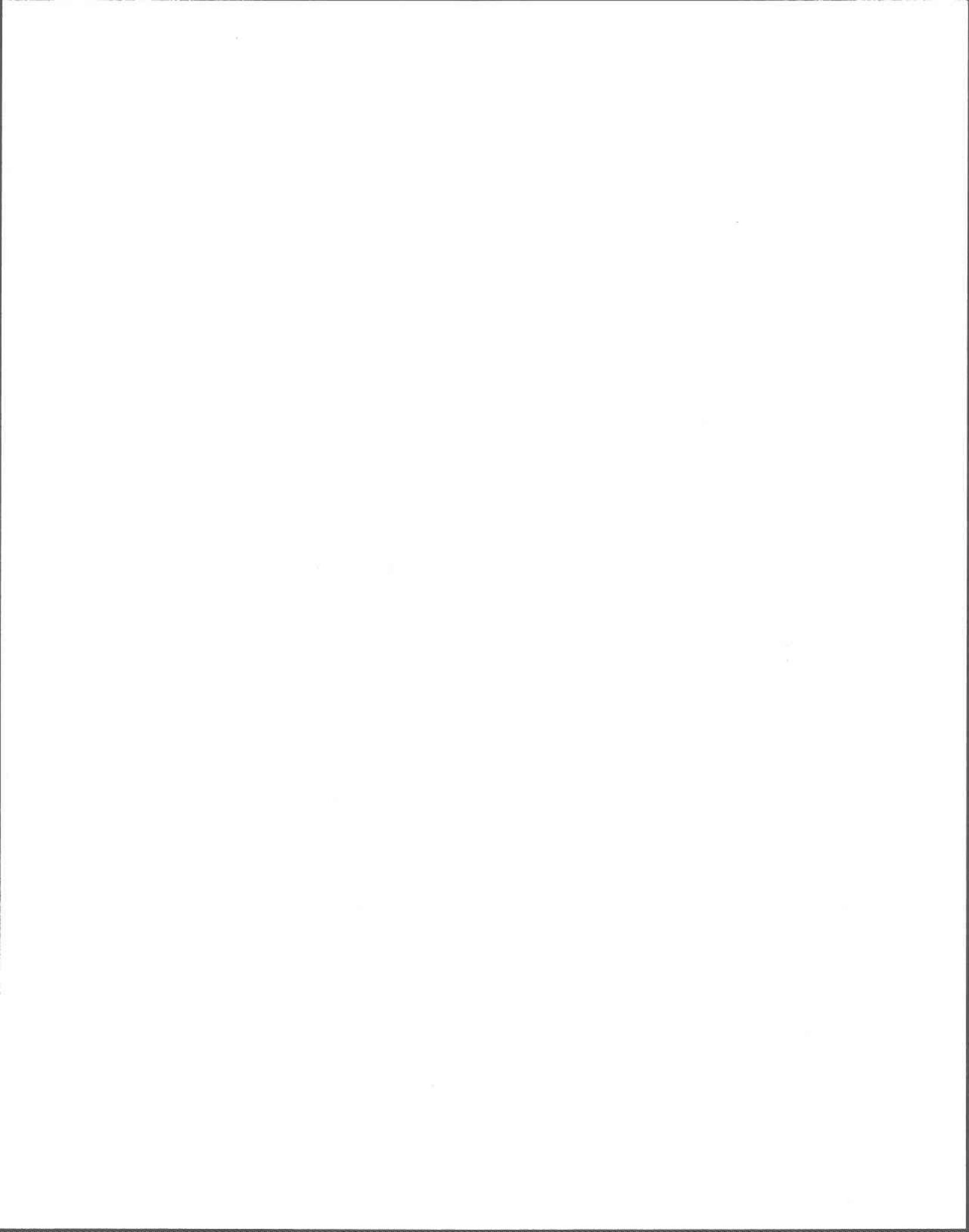
Suite à ces calculs, il faut déterminer les caractéristiques géométriques des colonnes. Afin d'éviter l'effet des parois, le diamètre proposé des colonnes est de 15 cm. Le volume de CAG nécessaire pour obtenir un temps de contact de 8,3 minutes ainsi que le rayon (r) des

colonnes permettent de calculer la hauteur du lit total (h) de CAG selon la formule suivante:

$$h = V / \pi r^2 = 0,059 \text{ m}^3 / \pi (0,075 \text{ m})^2 = 3,3 \text{ m}$$



**RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES (ANNEXES)**



**RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES (ANNEXES)**

APHA (1980).

Standard methods for the examination of water and wastewater, 15th edition. American Public Health Association, Washington, District Columbia, 1134 pages.

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.

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.

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.

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.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE 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.

YOHE, T.L., SUFFET, I.H. ET CAIRO, P.R. (1981).

Specific organic removals by granular activated carbon pilot contactors. Journal American Water Works Association, 73(8):402-410.

