

Titre: Validation d'un système de traitement d'eau potable portatif pour les régions éloignées
Title: les régions éloignées

Auteur: Maxime Beaulieu
Author:

Date: 2005

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Beaulieu, M. (2005). Validation d'un système de traitement d'eau potable portatif pour les régions éloignées [Master's thesis, École Polytechnique de Montréal].
Citation: PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/7331/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/7331/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Louise Millette
Advisors:

Programme: Unspecified
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

VALIDATION D'UN SYSTÈME DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE PORTATIF
POUR LES RÉGIONS ÉLOIGNÉES

MAXIME BEAULIEU
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLOME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 2005

© Maxime Beaulieu, 2005



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-494-01276-5

Our file Notre référence

ISBN: 0-494-01276-5

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

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

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

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

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé

VALIDATION D'UN SYSTÈME DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE PORTAFIF
POUR LES RÉGIONS ÉLOIGNÉES

Présenté par : BEAULIEU Maxime

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

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

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BARBEAU Benoit, Ph.D., président

M. HAUSLER Robert, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

iv

Je tiens tout d'abord à remercier M. Robert Hausler, qui a servi de mentor et de guide dans le monde de la recherche scientifique. Et, sans qui, je n'aurais jamais découvert le domaine passionnant du traitement de l'eau. Merci à l'équipe de la STEPPE ; Frédéric Monette, Mathias Glaus, Patrick Niquette et Maria Cendan, pour votre support technique et parfois moral, mais surtout pour avoir créé un lieu où l'innovation et la créativité scientifique sont encouragées.

Merci également à Mme Louise Millette qui par sa rigueur scientifique et par son souci du détail a grandement amélioré ce mémoire. Votre courage face à la tâche monumentale de correction de mon travail est apprécié.

Merci à mon père Serge pour m'avoir donné la passion pour les sciences et le génie dès mon enfance et pour m'avoir encouragé à poursuivre ce travail. Merci à Catherine et Francis pour leur confiance en moi et leur apport à ma grande famille.

Je tiens également à remercier ma mère Lisette de m'avoir incité à poursuivre mes études et pour sa volonté de m'appuyer au cours de ce projet. Gilles Marquis, pour sa grande confiance en moi et sa volonté de s'impliquer à fond dans tous les aspects de ma recherche et de ma carrière professionnelle. Ma sœur Sophie, qui par sa propre réussite académique m'a poussé à continuer ma recherche.

Dernièrement, je tiens à remercier celles qui ont partagé ma vie durant le cours de ce projet. Mélanie et Sylvie, sans votre compréhension, votre encouragement et votre support, je n'en serais pas là aujourd'hui.

RÉSUMÉ

v

L'utilisation de l'ozone dans le traitement de l'eau potable remonte à plus d'un siècle et est utilisée dans plusieurs installations de production d'eau potable à travers le monde. Son utilisation dans de petits systèmes de traitement d'eau portatifs destinés à produire de l'eau potable à petite échelle (moins de 250 litres par jour) est moins commune. Cette application a historiquement été réservée à des petits filtres gravitaires et à l'utilisation de désinfectants tels que le chlore ou l'iode, ou plus récemment des systèmes ultraviolets [UV] de petite taille. L'objectif de ce projet était évaluer les performances et la pertinence d'un système de traitement d'eau portatif à l'ozone pour les usagers en région éloignée où l'absence d'infrastructures telles qu'un réseau d'approvisionnement en eau potable ou de source d'électricité à grande capacité limitent l'accès à l'eau potable. La première partie de l'évaluation a été effectuée sur les différents aspects techniques. La seconde partie est une évaluation et une comparaison du système proposé versus trois systèmes disponibles sur le marché.

Au cours de cette évaluation, le système a été soumis à des essais sur le terrain sur la côte Nord du Québec, (Canada) et en laboratoire. L'évaluation a été effectuée selon les critères suivants : 1) évaluation de la conception, 2) efficacité du traitement, 3) sécurité opérationnelle, 4) exigences des opérateurs, 5) comparaison avec des systèmes disponibles.

Les résultats de ces évaluations démontrent que la conception du système et le choix des composantes favorisent un traitement efficace et rapide tout en étant portatif et possédant une consommation énergétique faible (en dessous de 400W). La production d'ozone ne sera pas affectée de façon significative (moins que 10%) lors de l'opération dans un environnement tropical où la chaleur est élevée, le transfert de masse de l'ozone vers l'eau étant favorisé par plusieurs composantes et éléments de

conception du système. L'incorporation des composantes dans une valise robuste est un atout.

L'objectif premier du système évalué est d'éliminer les microorganismes pathogènes, l'efficacité du traitement a donc été évaluée en soumettant le système à des essais sur des eaux de surface contenant des microorganismes. Le système a éliminé les microorganismes indicateurs de contamination tel que les bactéries coliformes totaux et fécaux en moins de 5 minutes de traitement pour un volume d'eau de 18 litres. L'évaluation des produits du temps de contact et de la concentration résiduelle de désinfectant [CT] obtenus lors de ces traitements a permis de déterminer l'efficacité du système sur des microorganismes pathogènes difficilement détectables et dénombrables tel que le *Cryptosporidium parvum* et la *Giardia lamblia*. Les CT obtenus lors des essais de traitement de 10 minutes étaient de 7,5 mg·min/L et 7,7 mg·min/L, ce qui est insuffisant pour un enlèvement de 3 log de *Cryptosporidium parvum* à 20°C. L'inactivation des virus et de la giardia a été plus efficace au cours de ces essais et dépassent les taux d'inactivation désirés.

Bien que l'ozone soit un gaz toxique, l'opération du système a produit des conditions sécuritaires de travail pour l'opérateur. Cependant une amélioration du mécanisme de scellage du bouchon-adaptateur serait souhaitable. L'utilisation du système dans un endroit non ventilé est déconseillée. La formation de bromates n'a pas dépassé 4 µg/L, ce potentiel de formation est un aspect important de sécurité pour les consommateurs de l'eau produite.

Les exigences des opérateurs ont été étudiées à l'aide d'un sondage auprès des opérateurs de pourvoiries du Québec. Ces résultats, jumelés à une évaluation des aspects de performance, d'utilisation et d'entretien de différents modèles de systèmes

de traitement d'eau à petite échelle ont permis le classement par analyse de la satisfaction. Le système le mieux coté suite à cette analyse est un système UV de conception similaire au système à l'essai. La complexité du système à l'ozone a diminué le score obtenu en raison de l'importance de la facilité d'utilisation, d'entretien et de robustesse de l'appareil pour les répondants du sondage. Une amélioration des ces éléments ainsi qu'une conscientisation des opérateurs quant à l'importance de l'efficacité du traitement seraient nécessaires pour améliorer le classement du système à l'ozone.

ABSTRACT

viii

Ozone has been used around the world in drinking water treatment plants for over a century. Its use as a treatment option for portable systems producing water at a much smaller scale (less than 250 L per day) is less common. Historically, portable systems used for this role have been gravity filters or disinfection using chlorine or iodine. More recently, small ultraviolet [UV] disinfection systems have also been used for treating water in remote areas. The primary objective of this project was to evaluate the performance and the applicability of a compact portable ozone drinking water treatment system for use in remote areas, where the absence of readily available drinking water or a reliable power source to run a large treatment system limit access to drinking water. The first part of the project involved evaluating various technical aspects of the proposed system. The second part is an evaluation and a comparison of the system against three compact treatment systems commercially available.

In the course of this project the prototype ozone system was subjected to a series of laboratory and field tests on the North Shore of the province of Quebec, Canada. The system was evaluated against the following criteria: 1) Design, 2) Treatment efficiency, 3) Operator/consumer safety, 4) Operator requirements, 5) Comparison between different available systems. The results of these evaluations show that the system and its components promote efficient water treatment while retaining the small size, portability and low energy consumption (less than 400W). Ozone production should not be significantly affected in operations in tropical climates, ozone mass transfer in the water is enhanced by various injection and mixing elements, The presentation of the system in a sturdy carrying case is beneficial to the overall ruggedness of the unit and an asset.

The primary water treatment objective of the system is the destruction of pathogenic microorganisms. Treatment efficiency was evaluated by submitting the unit to a

series of test using surface water containing microorganisms. Indicator microorganisms such as total and fecal coliforms were eliminated within 5 minutes in a batch type treatment of 18 liters of water. The evaluation of the product of residual disinfectant concentration and contact time [CT] values obtained determined the efficiency of the system at inactivating difficult to detect and count pathogenic microorganisms, such as *Cryptosporidium parvum* and *Giardia Lamblia*. CT values obtained during these 10 minute water treatment cycles were 7.5 mg·min/L and 7.7 mg·min/L, which is insufficient for a 3 log inactivation of *Cryptosporidium* at 20°C. Virus and *Giardia* removal were more efficient during the same tests and exceeded desired removal rates.

Ozone is a toxic gas, but operation of the system produced safe working conditions at close proximity to the unit. However, a tighter seal between the treatment bottle and the adaptor cap would provide a greater margin of safety. A well ventilated area must be available for safe operation of the system and handling of the treated water. Another safety aspect evaluated was Bromate formation, which did not surpass 4 µg/L in any of the tests, but is a major consideration in any ozone treatment process involving surface waters. Operator satisfaction was studied using a survey distributed to a group of wilderness Outfitters from the province of Quebec. Survey results were combined with a point-based evaluation by the author of various treatment systems used in remote areas, and allowed for a classification of the systems. Results of this classification show that the UV system obtains the highest score, the proposed ozone system finished in third place behind a gravity filtration unit. The scores obtained reflect the emphasis on ease of use and maintenance and ruggedness required by operators. The complexity of the proposed ozone system and the lack of awareness of the operators concerning water pathogen risks were partly responsible for this result.

TABLE DES MATIÈRES

x

REMERCIEMENTS.....	iv
RÉSUMÉ.....	v
ABSTRACT.....	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	xiii
LISTE DES FIGURES.....	xv
LISTE DES ANNEXES.....	xvi
LISTE DES SIGLES ET ABBRÉVIATIONS.....	xvii
CHAPITRE I : INTRODUCTION.....	1
1.1. Mise en contexte et problématique.....	1
1.2. Cadre du projet.....	2
1.3. Hypothèse de recherche	2
1.4. Objectif du projet	2
1.5. Organisation du mémoire	3
CHAPITRE II: REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
2.1. Traitement des eaux de surface avec l’ozone.....	4
2.1.1. Chimie de l’ozone	4
2.1.2. Pouvoir désinfectant.....	7
2.1.3. Effets de l’ozonation sur l’eau	9
2.2. Sous-produits d’ozonation.....	9
2.2.1. Influence de la matière organique sur la formation de sous-produits	9
2.2.2. Formation de bromates (BrO ₃ ⁻).....	10
2.3. Effets du charbon actif	11
2.3.1. Effets sur les sous-produits d’ozonation	11
2.3.2. Croissance microbiologique	12
2.3.3. Effets de l’ozonation sur l’adsorption	13
2.3.4. Effets du charbon sur l’ozone.....	13

2.4. Santé humaine et l'eau	14
2.4.1. Pathogènes présents dans les eaux de surface	15
2.4.2. Traitement des microorganismes pathogènes	16
2.5. Recherche de brevets.....	16
CHAPITRE IV: MÉTHODOLOGIE.....	19
3.1. Méthodes d'analyse.....	19
3.2. Montage.....	27
CHAPITRE IV : RÉSULTATS.....	30
4.1. Évaluation de la conception	30
4.1.1. Disposition et choix des composantes.....	30
4.1.2. Système de génération d'ozone.....	31
4.1.3. Injection de l'ozone.....	37
4.1.4. Destruction de l'ozone à l'évent.....	41
4.2. Microbiologie de l'eau traitée	44
4.2.1. Inactivation des coliformes	44
4.2.2. Effet de la filtration sur l'enlèvement des coliformes	46
4.3. Coefficient CT.....	49
4.4. Désinfection des filtres lors du traitement.....	53
4.5. Sécurité opérationnelle	57
4.5.1. Sécurité de l'opérateur	57
4.5.2. Sécurité du consommateur	61
4.6. Analyse comparative de quatre systèmes.....	62
4.6.1. Présentation des technologies concurrentielles	63
4.6.2. Évaluation des technologies concurrentielles.....	65
4.6.3. Définition des critères d'évaluation et classement des appareils	65
4.6.4. Évaluation d'ensemble des systèmes	81
4.6.5. Résultats du sondage	82
4.6.6. Analyse de la satisfaction potentielle	88

CHAPITRE V: DISCUSSION	91
5.1. Performance du traitement	91
5.2. Aspects d'utilisation	97
5.3. Limites du système	100
5.3.1. Risques reliés à l'opération de l'appareil	100
5.3.2. Risques pour le consommateur de l'eau traitée	101
5.4. Applications	103
5.5. Améliorations possibles	104
CHAPITRE VI: CONCLUSION	109
RÉFÉRENCES	112
ANNEXES	125

Tableau 2.1 Valeurs CT pour une inactivation de 1 log (90%) des pathogènes	8
Tableau 2.2 Nom et caractéristiques des brevets portants sur les systèmes d'eau portatifs	18
Tableau 3.1 Méthodes d'analyses employées lors des essais.....	20
Tableau 3.2 Paramètres des essais microbiologiques.....	21
Tableau 4.1 Description des conditions expérimentales pour les essais de performance du système d'ozonation	32
Tableau 4.2. Variation de la production d'ozone en fonction de la température ...	36
Tableau 4.3 Effets de la taille de l'orifice d'injection dans la cuve de traitement .	40
Tableau 4.4 Variables affectant la performance du catalyseur Carulite®	43
Tableau 4.5 Conditions expérimentales pour différents essais microbiologiques	45
Tableau 4.6 Résultats du calcul de CT obtenu lors des essais sur le terrain	52
Tableau 4.7 Valeurs d'inactivation (en log) pour les essais de détermination du CT	53
Tableau 4.8 Biomasse dans les filtres immédiatement après le traitement de 60 litres d'eau	54
Tableau 4.9 Biomasse dans les filtres après 14 jours d'entreposage.....	56
Tableau 4.10 Résultats des essais de formation de sous-produits.....	62
Tableau 4.11 Caractéristiques des systèmes de traitement d'eau portatifs	65
Tableau 4.12 Attribution des points pour le critère de portabilité.	67
Tableau 4.13 Attribution des points pour le critère de qualité organoleptique de l'eau produite (C2).....	68
Tableau 4.14 Attribution des points pour le critère de l'efficacité de la désinfection.....	70
Tableau 4.15 Attribution des points pour le critère de simplicité d'utilisation (C4).....	71

Tableau 4.16 Attribution des points pour le critère de facilité d'entretien (C5). ...	73
Tableau 4.17 Attribution des points pour le critère de la consommation énergétique (C6).	74
Tableau 4.18 Attribution des points pour le critère de l'esthétique de l'appareil (C7).	75
Tableau 4.19 Attribution des points pour le critère de la taille (C8).	76
Tableau 4.20 Attribution des points pour le critère de taille (C8).	77
Tableau 4.21 Attribution des points pour le critère de robustesse (C9).	78
Tableau 4.22 Attribution des points pour le critère de fiabilité (C10).	79
Tableau 4.23 Attribution des points pour le critère la capacité de production (C11).	80
Tableau 4.24 Classement par l'auteur de la performance des systèmes évalués ...	81
Tableau 4.25 Variabilité des résultats du sondage auprès des pourvoiries	83
Tableau 4.26 Variabilité des résultats du sondage auprès des experts.	85
Tableau 4.27 Évaluation de la pertinence des données statistiques	87
Tableau 4.28 Résultats du classement potentiel de satisfaction.	88

LISTE DES FIGURES

xv

Figure 2.1 Formes de résonance de l’ozone	4
Figure 2.2 Mécanisme de formation de l’ozone.....	5
Figure 2.3 Diagramme du mécanisme de décomposition Hoigné, Staehelin et Bader	6
Figure 2.4 Réactivité de l’ozone en milieu aqueux	6
Figure 3.1. Schéma de la chaîne de traitement des montages expérimentaux	27
Figure 3.2 Schéma de l’unité de traitement d’eau portatif.....	28
Figure 3.3 Schéma d’écoulement du système de traitement d’eau portatif	29
Figure 4.1 Schéma de la position d’opération du système de traitement.....	31
Figure 4.2 Évolution de la température à l’intérieur de l’unité de traitement.....	33
Figure 4.3. Variation de la production d’ozone lors du traitement à la sortie de l’ozoneur.....	35
Figure 4.4 Enlèvement des coliformes totaux	45
Figure 4.5 Abattement des coliformes par la filtration	47
Figure 4.6 Pourcentage d’abattement des coliformes lors de la filtration.....	48
Figure 4.7 Effet du traitement sur la turbidité	49
Figure 4.8 Courbes de concentration d’ozone résiduel	51
Figure 4.9 Biomasse dans les filtres après le traitement de 60L d’eau de surface	55
Figure 4.10 Biomasse dans les filtres après 14 jour de repos en milieu stérile.....	56
Figure 4.11. Concentration d’ozone à proximité de l’unité de traitement	59
Figure 4.12 Ozone ambiant lors du remplissage des bouteilles	60
Figure 4.13 Résultats du sondage auprès des pourvoiries et des experts.....	82
Figure 5.1 Diagramme de l’évolution du filtre au charbon lors du vieillissement.	96

Annexe 1. Résultats expérimentaux.....	125
Annexe 1.1. Résultats de l'essai M1 sur l'eau du lac Watshishou.....	126
Annexe 1.2. Résultats de l'essai M2 sur l'eau du lac Watshishou.....	126
Annexe 1.3. Résultat de l'essai M3 sur l'eau du lac Watshishou.....	127
Annexe 1.4. Résultat de l'essai M4 sur l'eau du lac Lisette.....	127
Annexe 1.5. Résultat de l'essai M5 sur l'eau du lac Watshishou.....	128
Annexe 2. Exemples de calculs.....	129
Annexe 2.1. Calcul de l'efficacité du destructeur d'ozone à l'évent.....	130
Annexe 2.2. Calcul du CT par intégration de la polynomiale.....	131
Annexe 2.3. Calcul du CT par intégration de la courbe.....	132
Annexe 3. Photos des systèmes de traitement.....	133

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

xvii

AOC	Carbone organique assimilable microbiologiquement
AOP	Procédé d'oxydation avancé
ADN	Acide désoxyribonucléique
ARN	Acide ribonucléique
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
BHAA	Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies
CT	Dose de désinfectant défini par l'air sous la courbe de concentration du désinfectant en fonction du temps (mg·min/L)
DPD	N,N-diéthyl-p-phénylènediamine
E°	Potentiel standard électrochimique
E. coli	<i>Escherichia Coli</i>
Eh	Potentiel d'oxydo-réduction
EPDM	Terpolymère d'éthylène-propylène-diène
H	Perte de charge (m)
HDPE	Polyéthylène haute densité
MENVQ	Ministère de l'environnement du Québec
OH·	Radical hydroxyle
O ₂	Oxygène moléculaire

O ₃	Ozone
OPIC	Office de la propriété intellectuelle du Canada
<i>p</i>	Intervalle de confiance
pH	Potentiel d'hydrogène
T	Température (°C)
t	Temps
TPN	Conditions de température et pression normales, 20°C, 1 Atm.
UCV	Unités de couleur vraie
USEPA	United States Environmental Protection Agency
USTPO	United States Trademark and Patent Office
WPCF	Water Pollution Control Federation

LISTE DES UNITÉS

A	Ampère
atm	Atmosphère
°C	Degré Celcius
d	Jour
g	Gramme
h	Heure
kg	Kilogramme
kPa	Kilopascal
L	Litre
min	Minute

ml	Millilitre
ppm	Concentration partie par million
ppb	Concentration partie par milliard
psi	Livres/pouce ²
uTN	Unité de turbidité néphélométrique
UFC	Unité formant une colonie
VCA	Volts en courant alternatif
VCC	Volts en courant direct
W	Watt
W·h/L	Watt heure par Litre d'eau traité

1.1. Mise en contexte et problématique

L'approvisionnement en eau potable a toujours présenté un défi pour l'humanité. Au cours du dernier siècle, la création de grandes villes avec leurs propres réseaux d'aqueduc et usines de traitement modernes a rendu accessible une eau potable aux populations des milieux urbains. Par contre, à l'extérieur des grands centres et de leurs infrastructures et plus particulièrement dans des régions à faible densité de population, l'approvisionnement en eau de qualité reste une problématique. L'Organisation mondiale de la santé estime qu'environ 1,1 milliard de gens consomment quotidiennement de l'eau contaminée (Kindhauser, 2003).

Un système de traitement d'eau compact, efficace et autonome pour traiter les eaux de surface serait nécessaire pour combler les besoins en eau potable de ces utilisateurs. Ici au Québec, un groupe d'utilisateurs potentiels d'un tel système sont les pourvoiries de chasse et de pêche qui opèrent généralement loin des grands centres et nécessitent de l'eau potable pour leur personnel et leur clientèle. Les pourvoiries situées dans le nord du territoire québécois sont des exemples typiques d'utilisateurs de ce type de système. La plupart d'entre eux sont situés à proximité d'un cours d'eau, mais comme toute eau de surface naturelle, elle ne répond pas précisément aux critères d'eau potable du ministère de l'environnement du Québec [MENVQ] (MENVQ, 2001). Dans cette situation, le pourvoyeur n'a que trois choix : creuser un puits, traiter l'eau ou l'importer de l'extérieur. Les frais de transport de l'eau, pour la plupart des pourvoiries, rendent l'approvisionnement en eau embouteillée une option très dispendieuse à long terme. La solution, dans les situations où l'eau souterraine n'est pas facilement accessible, est de traiter l'eau de surface.

1.2. Cadre du projet

2

Ce projet consiste à évaluer les performances et la pertinence d'un système de traitement d'eau portatif développé par Aquagenex inc. pour les usagers en région éloignée. Les performances seront évaluées à la suite d'essais au laboratoire et sur le terrain. Une fois les données de performance recueillies, on comparera ce système à d'autres technologies de traitement de l'eau potable à petite échelle.

1.3. Hypothèse de recherche

L'hypothèse est qu'il est possible de développer un système de traitement d'eau portatif, économique et sécuritaire en utilisant l'ozone pour la désinfection, jumelé à un système de filtration et d'adsorption sur charbon actif. Pour répondre aux besoins des usagers en région éloignée, le système doit : (1) fournir une quantité suffisante d'eau sécuritaire à boire à partir de l'eau de surface ; (2) avoir une faible demande énergétique pour permettre son utilisation avec un accumulateur ou une génératrice de puissance inférieure à 400 W ; (3) posséder des dimensions et un poids qui permettent à une seule personne de transporter et d'installer l'unité de traitement ; (4) être simple à opérer et maintenir ; (5) répondre aux besoins et attentes des opérateurs en région éloignée.

1.4. Objectif du projet

L'objectif du projet est d'évaluer un système de traitement d'eau développé par Aquagenex inc. sur le plan technique et déterminer s'il répond aux besoins des gens en région éloignée. L'évaluation sera faite sur les critères suivants :

- 1) Évaluation de la conception
- 2) Efficacité du traitement
- 3) Sécurité opérationnelle
- 4) Exigences des opérateurs
- 5) Comparaison avec des systèmes existants

Ce mémoire présente tout d'abord une revue de littérature approfondissant les notions théoriques pertinentes à l'évaluation d'un système utilisant la filtration, l'adsorption sur charbon activé et l'ozone pour le traitement de l'eau de surface. Ensuite, la méthodologie utilisée pour évaluer les performances et les limites est présentée.

L'ensemble des résultats des expériences et la comparaison des différentes technologies se retrouvent dans le chapitre IV. Ce sont ces résultats qui seront analysés et commentés au chapitre V: discussion. Au cours de la discussion, les limites du système, les applications possibles, l'aspect sécurité ainsi que les améliorations possibles seront élaborés. La conclusion permettra de résumer les éléments retrouvés dans le chapitre précédent et d'apprécier le niveau d'atteinte des objectifs fixés.

Cette revue de littérature rappelle les bases scientifiques utilisées au cours du travail. Les informations retrouvées dans cette section portent sur les éléments reliés à l'utilisation des technologies de traitement des eaux potables composant le système à l'étude. Une section de cette revue de littérature survole les différents organismes pathogènes retrouvés dans les eaux de surface.

2.1. Traitement des eaux de surface avec l'ozone

2.1.1. Chimie de l'ozone

L'ozone (O_3), découvert par C.F. Schonbein en 1839 (Kogelschatz, 1988), est une forme allotropique de l'oxygène formé par une décharge électrique ou une exposition aux rayons ultraviolets (188 nm) dans un gaz contenant de l'oxygène. Sa structure se présente sous quatre formes de résonance (Oehlschlaeger, 1978) :

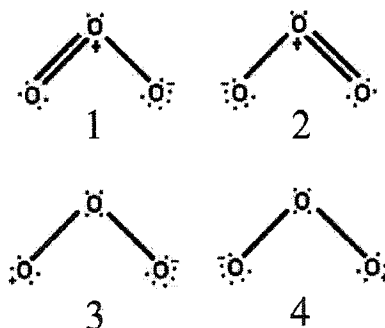


Figure 2.1 Formes de résonance de l'ozone

L'ozone se retrouve dans la nature sous forme de gaz naturellement présent dans les hautes couches de l'atmosphère où il est formé par l'action des rayons ultraviolets du soleil. Il est aussi retrouvé dans les couches inférieures de l'atmosphère lorsque l'air est exposé à une décharge électrique telle qu'un éclair.

Le mécanisme radicalaire de formation de l'ozone est (Masschelein, 1998a) :

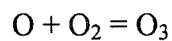
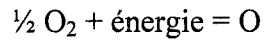


Figure 2.2 Mécanisme de formation de l'ozone

Le système à l'étude utilise une décharge corona produite en appliquant une différence de potentiel de 4000-6000 VCA entre deux électrodes tubulaires séparées par un diélectrique en verre, ce qui initie la formation du radical libre $\text{O}\cdot$. L'ozone est un gaz instable en milieu aqueux et sa décomposition est affectée par le pH, sa concentration, la lumière ultraviolet et la concentration de *scavengers*, capteurs de radicaux (Tomiyasu et *al.*, 1985). Le mécanisme Hoigné, Staehelin, et Bader démontre la décomposition de l'ozone par un processus de réactions en chaîne (Langlais et *al.*, 1991). La Figure 2.3 illustre ce mécanisme complexe (Staehelin et *al.*, 1984).

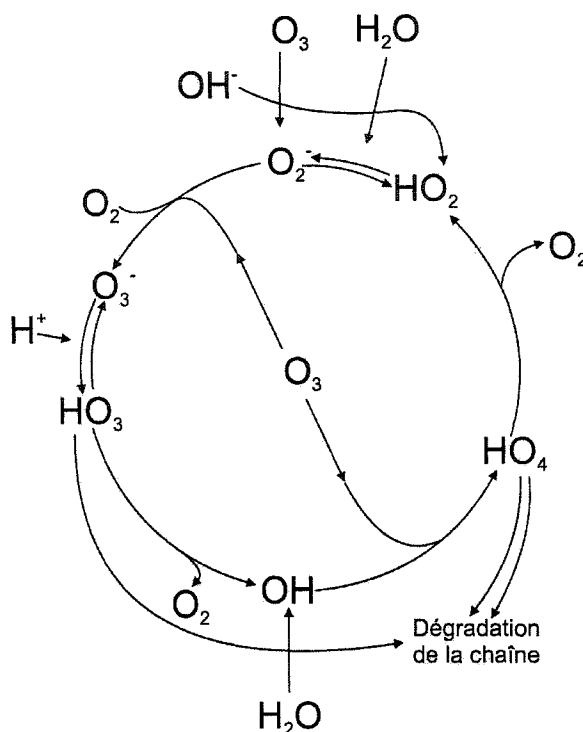


Figure 2.3 Diagramme du mécanisme de décomposition Hoigné, Staehelin et Bader

En solution aqueuse, les composés présents dans l'eau peuvent réagir avec l'ozone de deux manières ; par réaction directe avec l'ozone moléculaire et par réaction indirecte avec les différentes espèces radicalaires (voir Figure 2.3) formées par la décomposition de l'ozone. La Figure 2.4 schématise les deux mécanismes de réaction de l'ozone avec les composés (C) présents dans l'eau (Langlais et *al.*, 1991).

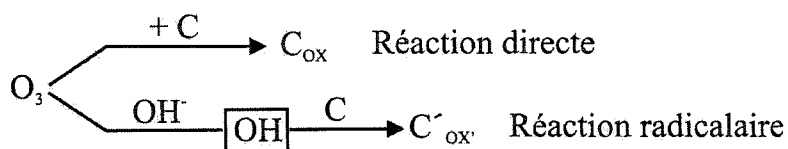


Figure 2.4 Réactivité de l'ozone en milieu aqueux

La voie de réaction empruntée affectera la vitesse et le type de réaction avec la matière organique et inorganique dans le milieu. Les mécanismes radicalaires sont plus rapides et moins spécifiques que le mécanisme moléculaire.

2.1.2. Pouvoir désinfectant

L'utilisation de l'ozone en tant que désinfectant pour le traitement de l'eau potable remonte à la fin du 19^{ième} siècle (Langlais et *al.*, 1991). À cette époque, l'utilisation du chlore était encore peu répandue. Au cours de la première guerre mondiale, la recherche menée sur les armes chimiques a permis de développer un procédé de fabrication économique et efficace du chlore. Depuis lors, la majorité des usines de traitement utilisent le chlore comme désinfectant (American Water Works Association [AWWA], 1999).

Cependant, depuis une trentaine d'années, l'utilisation de l'ozone à travers le monde pour ses propriétés oxydantes et désinfectantes est de plus en plus fréquente. Au États-Unis, plusieurs usines de traitement de l'eau potable utilisent l'ozonation dont une des plus grandes usines au monde à Los Angeles (Langlais et *al.*, 1991).

Comparé aux autres désinfectants présentement utilisés pour le traitement de l'eau tels que les différentes formes de chlore, de brome, d'iode, et permanganate de potassium, l'ozone possède le plus grand potentiel standard électrochimique E^o (2,07 V comparativement à 1,49 V pour HClO/Cl^-), (Langlais et *al.*, 1991). L'ozone peut agir à la fois sur les parois des micro-organismes et sur l'ADN ou l'ARN contenus à l'intérieur des cellules (Masschelein, 1991) et est donc le produit chimique parmi ceux couramment utilisé à grande échelle pour l'eau potable qui possède le plus grand pouvoir désinfectant.

La méthode d'évaluation de l'efficacité de la désinfection la plus courante est le concept du «CT». Ce concept stipule que la désinfection est fonction de la concentration résiduelle du désinfectant C multiplié par le temps de contact effectif de ce dernier T (MENVQ, 2003). Pour les calculs de temps de contact effectif, le T_{10} est normalement utilisé. Dans le cas d'un système qui traite l'eau en mode cuvée, le temps total de présence de désinfectant peut être utilisé. Le $CT_{disponible}$ sera représenté par l'aire sous la courbe de la concentration résiduelle d'ozone en fonction du temps. Le CT_{requis} est la valeur à atteindre pour réduire d'un log la concentration d'un microorganisme donné. Cette valeur est fonction du microorganisme pathogène, du désinfectant utilisé, de la température de l'eau et du pH (AWWA, 1999).

Le Tableau 2.1 présente les CT_{requis} pour une inactivation de 1 log des microorganismes pathogènes pour l'ozone et le chlore. Les données pour le chlore sont basées sur les valeurs fournies au pH 7,0 et pour un résiduel de 1,0 mg/L.

Tableau 2.1 Valeurs CT pour une inactivation de 1 log (90%) des pathogènes
(MENVQ, 2003)

Microorganisme	Désinfectant	$CT_{requis} 5^{\circ}C$	$CT_{requis} 20^{\circ}C$
		mg·min/L	mg·min/L
<i>Giardia</i>	Ozone	0,63	0,24
	Chlore	50	19
<i>Cryptosporidium</i>	Ozone	17,5	4,2
	Chlore	Inefficace	
Virus	Ozone	0,3	0,125
	Chlore	2,00	0,75

La matière organique naturellement présente dans l'eau est un mélange complexe de substances humiques, carbohydrates, acides aminés et acides carboxyliques (Croué et *al.*, 1999 ; Frimmel, 1998). Cette matière organique est présente à des concentrations variant de 0,5-100 mg/L (Frimmel, 1998). L'ozonation de ces composés organiques a pour effet de réduire la taille moléculaire de ces substances en formant des acides carboxyliques par oxydation (Langlais et *al.*, 1991, Huck et *al.*, 1996. Win et *al.*, 2000). Ces composés à masse moléculaire inférieure sont plus facilement biodégradables. Lors d'essais effectués en 1998, sur des eaux naturelles, Miettinen et *al.*, ont observé une croissance accrue dans les eaux traitées à l'ozone versus le chlore après un délai de 2-3 jours. Des résultats similaires d'augmentation de la biodégradabilité ont été retrouvés dans la littérature (Janssens et *al.*, 1985, Somiya et *al.*, 1986). Cette augmentation du carbone organique assimilable [AOC] est responsable de la recroissance de microorganismes suite à l'ozonation d'une eau naturelle riche en matière organique.

2.2. Sous-produits d'ozonation

L'utilisation de l'ozone pour le traitement de l'eau potable peut mener à la formation de sous-produits de désinfection qui peuvent avoir un impact sur la santé humaine. Contrairement aux sous-produits de chloration, les sous-produits d'ozonation sont moins connus et la réglementation sur ceux-ci est encore incomplète. Les précurseurs des sous-produits d'ozonation d'intérêt proviennent principalement de l'oxydation de deux précurseurs, la matière organique et les bromures (Langlais et *al.*, 1991, von Gunten, 2003).

2.2.1. Influence de la matière organique sur la formation de sous-produits

L'eau traitée par le système à l'étude ne recevra aucun pré-traitement autre qu'une filtration et une étape d'adsorption sur charbon actif, donc la majorité de la matière

organique dissoute sera ozonée lors de l'étape de désinfection. Ceci pourrait avoir des conséquences sur la formation de sous-produits par ozonation. Cette section portera donc sur l'effet de la matière organique sur la formation de sous-produits d'ozonation.

Les substances humiques, principales formes de matière organique dans les eaux de surface, lorsque oxydées par l'ozone forment des aldéhydes potentiellement mutagéniques (formaldéhyde, acétaldéhyde, glyoxal, acide glyoxylique et le méthylglyoxal) (Hiroaki et *al.*, 1992, Matsuda et *al.*, 1992). Ces composés sont les principaux sous-produits d'ozonation formés par les réactions entre l'ozone et la matière organique.

2.2.2. Formation de bromates (BrO_3^-)

Les bromates sont reconnus comme étant un agent cancérigène potentiel (Kurokawa et *al.*, 1986, Bull et Kopfler, 1991; De Angelo et *al.*, 1998). Ils sont formés par l'ozonation des eaux riches en bromures (Br^-). Une étude a démontré que la concentration moyenne en bromures dans les eaux de surface aux Etats-Unis était environ $100\mu\text{g/L}$ (Siddiqui et Amy, 1993), ce qui est relativement faible. Une autre étude (Legube et *al.*, 2004) a obtenu des eaux dépassant $40\mu\text{g/L}$ en bromates en ozonant des eaux contenant de 80 à $110\mu\text{g/L}$ de bromures. La formation des bromates peut passer par un mécanisme moléculaire ou radicalaire (von Gunten et Hoigné, 1994). Le mécanisme moléculaire de la réaction passe par la formation de d'hypobromite (OBr^-) et de bromite (OBr_2^-) et est affecté par le pH (AWWA, 1999). Une méthode de contrôle des bromates est l'ozonation sous condition légèrement acide, ce qui ralentit la formation des hypobromites. Le charbon activé peut aussi réduire de façon abiotique les bromates (Bao et *al.*, 1999, Kirisits et *al.*, 1998).

L'enlèvement biologique par le charbon activé est moins pertinent pour le système à l'étude car la recirculation de l'ozone et la nature du charbon utilisé ne favorise pas la croissance microbienne.

Quoique les bromates présentent un risque réel pour la formation du cancer rénal, il est important de comparer ce risque au risque associé à la présence de microorganismes pathogènes. Une étude (Havelaar et *al.*, 2000) a comparé les effets négatifs sur la santé des bromates au risque d'une infection au *Cryptosporidium parvum* et les bénéfices de la prévention de l'infection sont plus significatifs que les décès potentiels causés par les bromates par un facteur de plus de 10. Ceci est conditionnelle au ratio des bromates et au CT appliqué.

2.3. Effets du charbon actif

Le charbon actif possède des propriétés adsorbantes qui le rendent utile dans le traitement de l'eau potable pour l'adsorption des molécules organiques responsables des goûts et odeurs, de la mutagénécité et de la toxicité et aussi pour l'adsorption de la matière organique naturelle (AWWA, 1999). La présente section traite des propriétés du charbon actif qui ont une influence sur le procédé de traitement à l'étude.

2.3.1. Effets sur les sous-produits d'ozonation

Le charbon activé peut adsorber certains aldéhydes produits lors de l'ozonation. Selon Hiroaki et *al.* 1992, l'adsorption sur charbon actif d'une eau ozonée réduit de 40 à 50% les concentrations d'aldéhydes à l'exception du glyoxal, qui par mécanisme de catalyse, augmente suite au passage dans le milieu adsorbant.

Le charbon actif a aussi un effet potentiel sur la formation des bromates, sur les précurseurs ou directement sur les bromates. Lors d'essais sur une usine pilote, il a été démontré que l'utilisation de charbon activé granulaire à base de charbon réduisait le niveau de bromates à un niveau en dessous de $1\mu\text{g/L}$ (concentration initiale $4\text{--}33\mu\text{g/L}$). Cependant l'enlèvement des bromates diminuait avec l'âge du charbon, après un an d'utilisation l'enlèvement des bromates par la même usine était nul (Bourgine et *al.*, 1993). Une autre étude portant sur l'enlèvement des bromates sur une eau de surface a démontré que le processus d'enlèvement des bromates se produit en deux étapes. Premièrement, l'ion bromate BrO_3^- est adsorbé par le charbon. Ensuite, il y a réduction chimique pour former l'ion bromure Br^- (Siddiqui et *al.*, 1996). Cette réduction semble plus efficace lorsque le pH de l'eau est légèrement acide ($\text{pH} = 6$), un enlèvement de 30-40% a été constaté.

Deux autres études ont démontré la capacité de réduction des bromates par le charbon activé, (Asami et *al.*, 1999, Kirisits et *al.*, 2000). Les résultats de ces études démontrent cependant la diminution marquée de réduction des bromates avec le vieillissement du charbon. L'hypothèse est que la matière organique naturelle des eaux bloque les sites d'adsorption et réduit l'efficacité du charbon.

2.3.2. Croissance microbiologique

Selon une étude effectuée sur des systèmes de traitement d'eau résidentiels utilisant le charbon actif, l'eau provenant de ces systèmes contenait un plus grand nombre de bactéries hétérotrophes et de coliformes que l'eau non traitée provenant de la même source (Chaidez et Gerba, 2004). Ceci s'explique par la formation d'un biofilm sur la grande surface poreuse du charbon actif. Cependant, cette même étude n'a pas dénombré de coliformes fécaux ou de *P. shigella* dans les échantillons.

2.3.3. Effets de l'ozonation sur l'adsorption

13

L'ozonation d'une eau peut modifier la structure moléculaire de certains composés qui s'y trouvent et affecter leur taux d'adsorption par le charbon actif. L'ozonation peut aussi avoir un effet sur le charbon lui-même. L'étude de Jun et Baozhen, 1989 a démontré que l'ozone pouvait augmenter l'adsorption de certains composés organiques (tannin, formaldéhyde, composés aromatiques) par le charbon. Dans certains cas, l'abaissement du pH par ozonation favorise la formation de ponts hydrogène entre le charbon et les composés organiques, ce qui favorise l'adsorption des tannins et du formaldéhyde.

Le procédé de traitement d'Aquagenex injecte un mélange d'ozone et d'oxygène dans l'eau, ceci ayant pour effet de saturer l'eau en oxygène. Une étude (Vidic et *al.*, 1992) a démontré que la présence d'oxygène moléculaire (O_2) augmentait la capacité d'adsorption de la matière organique naturelle par le charbon. Cette étude a cependant démontré qu'en augmentant cette capacité pour les composés organiques totaux, l'adsorption des composés volatiles organiques diminue.

2.3.4. Effets du charbon sur l'ozone

Les effets sur le charbon de l'ozone en milieu gazeux sont bien connus et il a été démontré que le charbon catalyse des réactions d'oxydation, de réduction, de polymérisation et autres (Chen et Lin, 1996 ; Juntgen et Kuhl, 1989 ; Marsh, 1989). Le charbon est également utilisé pour la destruction de l'ozone gazeux dans certaines usines de traitement, mais l'augmentation de chaleur générée lors de la réaction et son incompatibilité avec un gaz riche en oxygène restreint son usage (Langlais et *al.*, 1991) et rend le milieu explosif dans certains cas (Horst, 1982). L'étude de Valdés et *al.* en 2002 a démontré qu'un charbon actif exposé à de l'ozone en milieu aqueux entraîne une augmentation des groupements acides présents à la surface du charbon, plus spécifiquement des groupes carbonyles et hydroxyles. Il a aussi été démontré

que la surface, le volume des micropores et l'adsorption du bleu de méthylène diminuent à des doses plus élevées d'ozone.

Les réactions entre l'ozone et le charbon en milieu aqueux sont moins connues qu'à l'air ambiant, mais sont d'intérêt pour le système d'Aquagenex, qui repasse l'eau ozonée à travers le charbon lors du traitement. En 1998, l'étude de Figueiredo et *al.* a démontré que l'oxydation du charbon par l'ozone en phase aqueuse augmente la concentration des groupements carboxyles à la surface du charbon. La réduction de l'ozone sur le charbon produit également des ions OH^- et le peroxyde d'hydrogène H_2O_2 (Forni et *al.*, 1982 ; Sotelo et *al.*, 1987; Gurol et Singer, 1982). Les groupements hautement réactifs produits par l'ozone sur le charbon sont directement reliés aux propriétés chimiques de la surface du charbon, et donc au type de charbon utilisé (Sanchez-Polo et Rivera-Utrilla, 2003).

La présence de $\text{H}_2\text{O}_2/\text{O}_3$ produit des radicaux hydroxyles (OH^\bullet) en plus grande quantité que par l'ozonation seule (Huang et *al.*, 1993). Les radicaux hydroxyles sont plus réactifs que l'ozone moléculaire mais moins sélectifs (Kasprzyk-Horden et *al.*, 2003). Ces procédés catalytiques sont couramment appelés procédés d'oxydation avancés [AOP]. La combinaison d'oxydation à l'ozone en présence de charbon actif présente des effets synergétiques pour certains contaminants en milieu aqueux (Kaptijin, et *al.*, 1995). La dose d'ozone requise pour initier ces réactions est faible et n'est pas affectée par la présence de carbonates et bicarbonates (Logemann et Annee, 1997) et est efficace en milieux acides et basiques (Delanoë et *al.*, 2001).

2.4. Santé humaine et l'eau

L'organisme humain peut survivre sans eau, cependant une eau peut être source de maladie et de dysfonctionnement. Cette section porte sur les effets sur la santé humaine de certains pathogènes microbiologiques présents dans l'eau.

Les eaux de surface en régions éloignées, même à l'abri de la pollution humaine, peuvent contenir des quantités importantes d'organismes pathogènes (Chauret et *al.*, 1995). Les populations les plus à risque pour le développement de maladies ou des complications dues aux organismes pathogènes présents dans l'eau sont les personnes très jeunes ou âgées, les femmes enceintes et les individus immunosupprimés (Gerba et *al.*, 1996).

La majorité des organismes pathogènes présents dans les eaux sont d'origine fécale (Hunter et *al.*, 2002) et sont dits entériques. Les difficultés de détection des ces pathogènes obligent l'utilisation de la mesure des coliformes fécaux ou *Escherichia coli* comme indicateurs de la contamination possible de l'eau par des organismes pathogènes entériques (Edberg et *al.*, 2000).

Giardia lamblia est un protozoaire d'origine animale qui cause des troubles gastro-intestinaux, de la fièvre et des crampes. La période d'incubation varie de une à deux semaines (Marshall et *al.* 1997). Des kystes de *Giardia* ont été détectés dans 81% des échantillons d'eaux de surface brutes (Lechevalier et *al.*, 1991). Il est le parasite le plus fréquemment identifié du système gastro-intestinal humain aux États Unis (Kappus et *al.*, 1994). Il est également le parasite le plus fréquemment détecté dans les pays en voie de développement, plus spécifiquement chez les enfants (Bryan et *al.*, 1994).

Le *Cryptosporidium parvum* est un protozoaire parasite qui se développe dans le système intestinal d'animaux. Il est présent sous forme de kyste à paroi épaisse lorsque dans l'eau ou les aliments, mais lorsque ingéré, l'exkystation du microorganisme se produit à l'intérieur des intestins de l'organisme hôte (Marshall et *al.* 1997) et cause l'infection. La période d'incubation est de 5 à 28 jours (Marshall et *al.* 1997) et les symptômes sont la diarrhée, la nausée, la fièvre et la fatigue. Lors de

l'étude de Lechavalier et al. 1997, 87% des eaux de surface contenaient des kystes de *Cryptosporidium*.

Les bactéries pathogènes tel que le *Vibrio cholerae* qui cause le choléra et la *Salmonella typhi* et *S. paratyphi* qui causent la fièvre thyphoïde sont aussi présentes dans les eaux de surface (Ashbolt, 2004). L'*Escherichia coli* est une autre bactérie qui peut avoir des effets sur la santé humaine. À ce jour, 11 des quelques 140 sérotypes de *E. coli* sont identifiés comme causant la gastroentérite (AWWA, 1999).

2.4.2. Traitement des microorganismes pathogènes

Les facteurs qui influencent la résistance des microorganismes au traitement de l'eau sont (Nwachuku et Gerba, 2004) : la composition de la paroi cellulaire, la formation de spores ou kystes, un virus à double chaîne d'ADN, un point isoélectrique faible, une hydrophobicité faible, une petite taille, une agrégation des organismes et un attachement à des particules de matière organique.

Il existe trois procédés de base qui réduisent la teneur en microorganismes de l'eau : la coagulation-sédimentation, la filtration et la désinfection. La filtration et la coagulation-sédimentation sont les principales barrières aux protozoaires et réduisent également la teneur en bactéries. Ces barrières n'étant pas absolues, la désinfection affecte la viabilité des organismes et est nécessaire pour le contrôle des virus et des bactéries.

2.5. Recherche de brevets

Afin de déterminer le potentiel de brevetabilité du système de traitement et aussi pour assurer qu'il n'enfreint pas un brevet existant, une recherche de propriété intellectuelle portant sur les systèmes de traitement d'eau potable à l'ozone a été effectuée. En utilisant les banques de données des brevets américains et canadiens

(United States Patent and Trademark Office [USPTO], 2003, Office de la propriété intellectuelle du Canada [OPIC], 2004), une liste de brevets a été dressée sur la base des critères de conception suivants :

- Ozonation en mode cuvée (A)
- Utilisation des filtres à charbon (B)
- Traitement d'eau portatif (non motorisé) (C)
- Recirculation de l'eau ozonée par les filtres (D)
- Injection de l'ozone par venturi (E)
- Utilisation de mélangeurs statiques (F)

Pour mieux orienter la recherche, seuls les brevets portant sur la purification et la séparation des liquides ont été analysés (brevets dans la classe 210). La liste des brevets et leurs éléments de conception est présentée Tableau 2.2.

Tableau 2.2 Nom et caractéristiques des brevets portants sur les systèmes d'eau portatifs

Numéro du brevet	Nom des détenteurs	Critères de conception					
		A	B	C	D	E	F
6,200,473	Fahey, S.G., 2001						
5,900,143	Dalton <i>et al.</i> , 1999						
3,692,180	LaRaus, Julius, 1972						
6,312,588	Conrad <i>et al.</i> , 2001						
6,598,431	Teran <i>et al.</i> , 2001						
5,427,693	Maugrover, R.H. et McEachern, D.H., 1995						
4,687,574	Hellman, Goran, 1987						
4,019,986	Burris et Beaman, 1997						

Aucun des brevets répertoriés ne correspondait à tous les éléments de conception du système évalué dans le cadre du présent projet. Cependant, certains brevets partagent un ou plusieurs éléments. Ceci permet de supposer que le système développé par Aquagenex inc. n'est pas en contrefaçon avec d'autres systèmes brevetés, mais ne garantit pas la possibilité de breveter l'appareil en entier. Le système est constitué principalement de composantes brevetées par leurs manufacturiers respectifs, seulement l'interface entre la cuve de traitement et la valise contenant le système de traitement est manufacturé entièrement par Aquagenex et pourrait faire l'objet d'un brevet distinct.

Ce chapitre présente le matériel et les méthodes utilisées pour effectuer les expériences sur le système de traitement d'eau à l'étude. La première section présente les différentes méthodes d'analyse et les modifications apportées à celles-ci, tandis que la deuxième section présente le montage expérimental utilisé.

3.1. Mode d'opération du système

Le système traite de l'eau de surface dans une cuve de 20 litres, les étapes nécessaires à l'opération sont les suivantes :

1. Raccordement des boyaux du bouchon au système
2. Ouverture de la valise
3. Connexion de la source d'oxygène à l'ozoneur
4. Remplissage de la cuve de traitement
5. Pose du bouchon sur la cuve du traitement
6. Branchement du système sur la source d'alimentation 110VCC/60HZ
7. Actionnement du commutateur qui déclanche la minuterie
8. Ouverture du régulateur

Une fois le traitement terminé

1. Fermeture du régulateur
2. Transvasage de l'eau après une période de 30 minutes
3. Démontage du système s'il y a lieu (étapes 6 à 1)

3.2. Méthodes d'analyse

Le Tableau 3.1 présente les différentes méthodes d'analyse employées sur le terrain et au laboratoire pour la validation du procédé Aquagenex. Toutes les analyses ont été

effectuées aux laboratoires de la STEPPE-UQÀM et au laboratoire temporaire de la Pourvoirie du Lac Holt, au nord de Havre-St-Pierre au Québec.

Tableau 3.1 Méthodes d'analyses employées lors des essais

Paramètre	Description de la méthode	Référence
BHAA	Bactéries Hétérotrophes Totaux, membrane	SM-9222B (APHA, 1998)
Coliformes totaux	Coliformes Totaux, filtration sur membrane	USEPA-1604
Coliformes fécaux	Coliformes Fécaux, filtration sur membrane	SM-9222D (APHA, 1998)
<i>E. Coli</i>	<i>Escherichia Coli</i> , filtration sur membrane	USEPA-1604
Ozone (aqueux)	Mesure de l'ozone résiduel dans l'eau	(Masschelein, 1998b)
Ozone (ambient)	Ozone à proximité de l'unité, UV	(Rakness et al., 1996)
Ozone (gazeux)	Mesure de l'ozone produit par l'ozoneur, UV	(Rakness et al., 1996)
pH	Électrode	SM-4500-H ⁺ (APHA, 1998)
Turbidité	Mesure néphélométrique	SM-2130B (APHA, 1998)

3.2.1. Détails et modifications des méthodes d'analyse

Les analyses microbiologiques ont été effectuées sur l'eau brute ainsi que l'eau traitée à différentes étapes du traitement. Les paramètres tels que la turbidité, le pH et la température ont été analysés immédiatement après l'échantillonnage. Les autres

analyses ont été effectuées à l'intérieur de 24 h suivant l'échantillonnage et ont été conservées à une température de 4°C.

3.2.1.1. Analyses microbiologiques

La méthode utilisée est un dénombrement des bactéries par filtration sous vide sur membrane 0,45 µm et incubation des membranes sur les milieux de culture appropriés pour l'organisme analysé. Le tableau qui suit présente les types de milieux de culture utilisés, ainsi que les températures et temps d'incubation pour les quatre microorganismes dénombrés par l'auteur.

Tableau 3.2 Paramètres des essais microbiologiques

Organisme	Milieu de culture	T° d'incubation °C	Temps d'incubation h
Coliformes totaux	Hach m-Colibblue24 [®]	35 ± 0,5	24
<i>E. coli</i>	Hach m-Colibblue24 [®]	35 ± 0,5	24
BHAA	Hach m-TGE/TTC	35 ± 0,5	24-48
Coliformes fécaux	Hach m-FC	44,5 ± 0,2	24

Les échantillons ont été prélevés dans des sacs stérilisés Whirl-pak[®], filtrés et mis en incubation. Des conditions stériles ont été maintenues au cours de la manipulation des échantillons. Les surfaces de travail ont été stérilisées par une solution d'eau de javel et les équipements d'analyse ont été stérilisés par un trempage dans l'éthanol 94% et mis sous flamme. Un brûleur a été tenu allumé à proximité (30 cm) de l'aire de travail tout au cours des manipulations, ceci dans le but de maintenir un champ stérile

lors des filtrations et du remplissage des pétris. Des pétris de 60 mm de diamètre et des filtres membranaires de 47 mm de diamètre (Pall-Gelman) ont été utilisés pour l'ensemble des analyses.

Un volume d'eau de 100 ml a été utilisé par analyse et un blanc a été effectué avant chaque série d'analyse. Ce blanc a comme fonction de confirmer la stérilisation de l'équipement de filtration, de l'eau de rinçage, de la membrane et du milieu.

Le milieu m-Colibblue24[®] est particulier car il permet l'identification simultanée des coliformes totaux et de la bactérie *E. coli* (USEPA, 1999). Ce milieu à substrat enzymatique a permis l'identification rapide des bactéries sans nécessiter d'analyses de confirmation, ce qui aurait été nécessaire avec un milieu moins spécifique tel que le m-Endo. Les coliformes totaux développent une couleur rouge et les *E. coli* une couleur bleue.

Le dénombrement a été effectué à l'aide d'un stéréo-microscope sous un grossissement de 3X. Les colonies ont été comptées sur la totalité de la surface des membranes.

3.2.1.2. Dénombrement microbiologique des filtres

Afin d'estimer la biomasse présente dans les filtres, un échantillon de 1 g du milieu filtrant a été prélevé sur les filtres utilisés préalablement pour traiter une eau de surface. Deux séries de filtres à cartouche vierge ont été utilisées pour traiter 60 litres d'eau de surface provenant de la rivière Malbaie. Le premier groupe de filtres a traité le volume d'eau sans addition d'ozone, le deuxième groupe a effectué le même traitement mais avec injection d'ozone.

Le milieu solide du filtre a été prélevé à l'aide d'instruments stériles, pesé et ensuite transféré dans une éprouvette stérile contenant 55 ml d'eau stérile. Après 2 minutes d'agitation manuelle, 1 ml du mélange a été échantillonné. Les échantillons ont été analysés selon la méthode décrite à la section 3.2.1.1.

3.2.1.3. Ozone résiduel

L'ozone résiduel dans l'eau a été mesuré à l'aide d'une trousse portative de mesure de l'ozone de CHEMetrics K-7402. La mesure repose sur une méthode colorimétrique qui emploie une forme méthyl-substituée du DPD (N,N-diéthyl-*p*-phenylènediamine). Une solution d'iodure de potassium est ajoutée à l'échantillon et réagit avec l'ozone pour libérer de l'iode qui entraîne une coloration bleu-violet du DPD. La concentration d'ozone résiduel est déterminée en comparant la couleur de l'ampoule avec une charte de couleur fournie avec la trousse. Voici les limites de la méthode d'analyse de l'ozone résiduel :

Gamme de $[O_3]$: 0-2,0 mg/L d'ozone

Interférences : Halogénés ou autres oxydants, ce qui n'est pas problématique car dans les présentes analyses les eaux traitées n'ont subi aucun autre traitement avant l'ozonation.

Temps nécessaire pour effectuer une mesure : 60 secondes

Précision de la méthode : 0,025 mg/L

Limite de détection : 0,05 mg/L

Les échantillons ont été recueillis à la sortie du robinet d'échantillonnage suite à une purge du robinet pour assurer que la mesure soit représentative de l'eau dans la cuve et non dans la zone stagnante que représente l'intérieur du robinet. Un volume d'approximativement 50 ml a été échantillonné et jeté immédiatement avant la prise de l'échantillon à analyser. Il est important de minimiser les turbulences dans le

liquide lors de l'échantillonnage pour éviter une perte d'ozone par dégazage et une lecture d'ozone dissous artificiellement trop basse. Pour limiter la perte d'ozone et augmenter l'exactitude du résultat, le temps entre la prise de l'échantillon et l'ajout de la solution de potassium d'iode est maintenu à moins de 10 secondes.

3.2.1.4. Ozone gazeux à la sortie de l'ozoneur

Un analyseur d'ozone Afx du manufacturier IN-Usa (Etats-Unis, Ma) a été utilisé pour l'analyse de l'ozone produit par l'ozoneur incorporé dans l'unité de traitement d'eau. L'analyseur affiche le résultat en g/m^3 normalisé à TPN. L'analyseur fonctionne à un débit de 0,5 l/min de gaz et calcule la concentration d'ozone par analyse de l'absorbance UV dans une cellule de quartz. L'appareil mesure la température, la pression et une fois le gaz porteur spécifié, il normalise le résultat affiché. Ceci est important pour minimiser les effets des variations des conditions environnementales dans la mesure de l'ozone. Les spécifications de l'analyseur d'ozone à haute concentration sont :

Gamme de $[\text{O}_3]$ détectable : 0,00 à 400 g/m^3 normalisé à TPN

Pression maximale : 2,5 Atm

Capteur : Simple faisceau UV 254 nm

Précision (Rakness et *al.*, 1996) : 2%

L'analyseur a été placé directement à l'aval de l'ozoneur et relié à ce dernier par un boyau de polychlorure de vinyle [PVC] flexible. Comme l'analyseur détruit une partie de l'ozone, les expériences de mesure de la production d'ozone ont été menées séparément des expériences de désinfection de l'eau.

Les concentrations d'ozone contenu dans l'air à proximité de l'unité de traitement lors du fonctionnement ont été mesurées à l'aide d'un analyseur OZ 2000G de Seres. Cet analyseur utilise l'absorbance UV de l'ozone à 254 nm et utilise une pompe pour acheminer l'échantillon vers le détecteur. Ce type d'analyseur est conçu pour mesurer des concentrations d'ozone beaucoup plus basses que l'analyseur utilisé pour les essais de production d'ozone par le système. L'échantillon est aspiré à travers un tuyau de Teflon® vers les cellules UV de l'appareil. Les spécifications de l'analyseur d'ozone ambiant sont :

Gamme de $[O_3]$ détectable : 1-10 000 ppb

Capteur : Simple faisceau UV 254 nm

Limite de détection : < 1 ppb

Temps de réponse : 10 secondes à 2 minutes (ajustable). Un temps de réponse d'environ 1 minute a été utilisé.

Précision (Rakness et *al.*, 1996) : 2%

La concentration de l'ozone ambiant a été mesurée à proximité de l'appareil (0,6 mètres au dessus de l'appareil) pour simuler la position de l'opérateur lors de l'utilisation, et à l'intérieur du boîtier pour évaluer l'exposition à l'ozone que subissent les composantes du système.

La calibration de l'appareil se fait automatiquement en passant l'air par un filtre au charbon afin d'obtenir un échantillon sans ozone. Le système corrige automatiquement pour les variations de pression, température et intensité de la source UV. Les mesures ne sont pas affectées par la présence de poussières ou autres constituants de l'air.

3.2.1.6. Turbidité

26

Les mesures de turbidité ont été effectuées à l'aide d'un turbidimètre portatif de marque Hach, modèle 2100P étalonné avec l'ensemble de calibration StabiCal® (Hexaméthylène-tétramine). Un dégazage sous vide est nécessaire avant chaque lecture pour éviter une saturation des échantillons en oxygène qui pourrait produire une valeur mesurée supérieure à la turbidité réelle de l'eau. Ce dégazage a été effectué à l'aide d'une seringue de 50 ml munie d'une aiguille transperçant un bouchon de caoutchouc. Ce bouchon possède le diamètre nécessaire afin de sceller l'ouverture de la cuvette de mesure du turbidimètre. Un vide est créé en aspirant l'air de la cuvette, au dessus de l'échantillon, à l'aide de la seringue. Une fois l'échantillon dégazé, la cuvette d'analyse est nettoyée avec un tissu et placée dans l'appareil. Les spécifications pour le turbidimètre sont :

Méthode de mesure : Néphélomètre à 90°

Gamme de mesure : 0-100 uTN

Précision : $\pm 2\%$ de la lecture

Résolution : 0,01 uTN

Temps de réponse : 6 secondes

Volume d'échantillon : 15 ml

3.2.1.7. pH

Le pH est mesuré à l'aide d'une électrode à pH Lamotte avec une calibration deux points. Cette calibration est effectuée à l'aide de deux solutions standards de 4.00 et 7.00 unités pH. La sonde compense automatiquement pour les variations de température de l'échantillon. Les spécifications de l'analyseur de pH sont :

Méthode de mesure : Électrode

Gamme de mesure : 0,01-14,00 unités pH

Précision : 0,01 unités pH

Résolution : 0,01 unités pH

Deux montages différents ont été utilisés pour les essais. Un pilote dédié aux expériences en laboratoire possédant un débitmètre et une jauge à pression en plus des équipements de traitement, et un pilote utilisé pour les expériences sur le terrain. Le pilote utilisé sur le terrain ne possédait pas d'instrumentation permettant la mesure du débit et de la pression. Cependant, les composantes des deux systèmes étaient identiques et les mêmes paramètres d'opération ont été maintenus. Ces paramètres sont :

- 1) Le débit de la pompe
- 2) Le débit d'ozone appliqué
- 3) La dose d'ozone appliquée
- 4) Les types de filtres utilisés

La Figure 3.1 représente la chaîne de traitement utilisée pour les essais pilotes en laboratoire et sur le terrain.

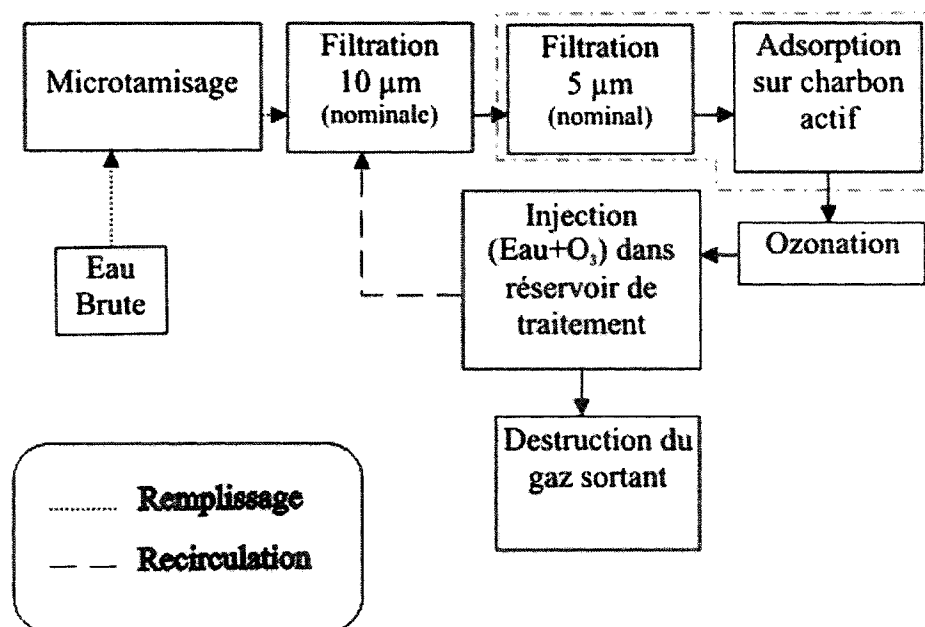


Figure 3.1. Schéma de la chaîne de traitement des montages expérimentaux

Le montage utilisé sur le terrain a été installé à l'abri des intempéries dans une bâtisse chauffée. La source d'eau utilisée pour ce montage était la conduite d'approvisionnement en eau par gravité de la bâtisse. Cette eau, provenant du lac situé à proximité, n'a reçu aucun prétraitement avant d'alimenter l'unité Aquagenex. Les schémas du système de traitement et d'écoulement sont présentés aux figures Figure 3.2 et Figure 3.3. La légende de la Figure 3.2 se trouve à la page suivante.

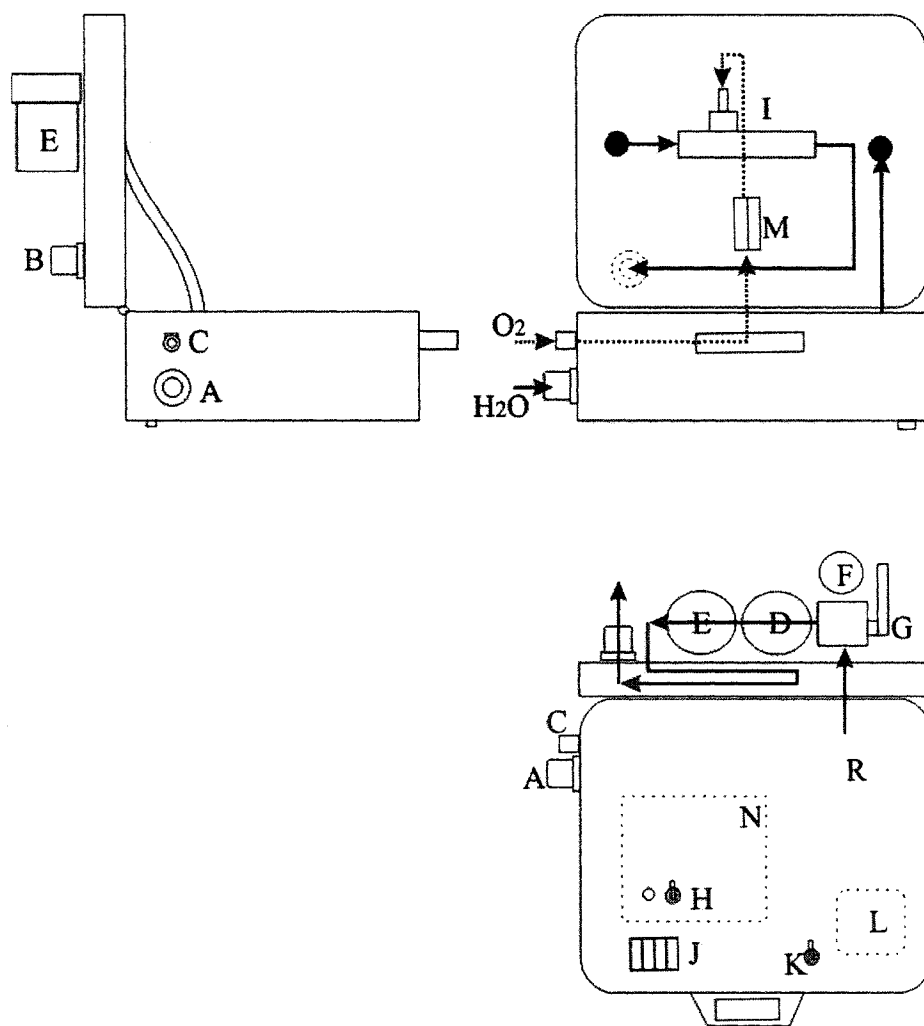


Figure 3.2 Schéma de l'unité de traitement d'eau portatif

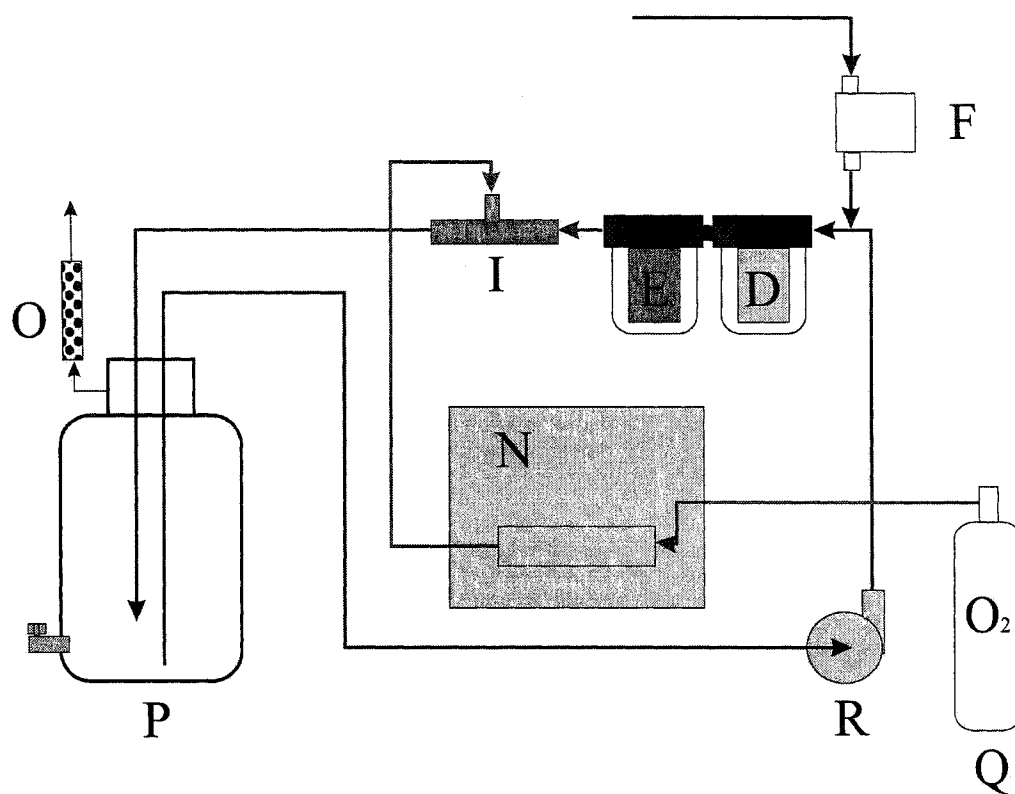


Figure 3.3 Schéma d'écoulement du système de traitement d'eau portatif

Légende :

A : Ligne succion (recirculation)	J : Minuterie
B : Ligne pression (recirculation)	K : Interrupteur alarme fuite d'eau
C : Entrée oxygène	L : Ventilateur de refroidissement
D : Filtre à particules 10 μ m	M : Valve anti-retour
E : Filtre de charbon activé	N : Ozoneur à décharge corona
F : Préfiltre, grillage acier inox	O : Destructeur d'ozone catalytique
G : Vanne 2-voies	P : Cuve de traitement
H : Interrupteur ozoneur	Q : Cylindre d'oxygène comprimé
I : Injecteur venturi	R : Pompe de recirculation

Ce chapitre présente les résultats des essais et des analyses comparatifs des différents systèmes de traitement d'eau potable de petite taille. Ces résultats ont été obtenus lors d'essais sur deux unités pilotes, en laboratoire et sur le terrain. L'évaluation de la conception porte sur les différentes composantes du système et leur fonctionnement. L'étude de la capacité de désinfection est discutée dans les sections 0 et 4.3. La section 4.5 traite de la sécurité opérationnelle du système et 0 présente les résultats d'une comparaison entre le système à l'étude et des systèmes concurrents ainsi qu'une analyse de la satisfaction par sondage auprès de deux groupes d'utilisateurs, les opérateurs de pourvoirie et des experts en environnement.

4.1. Évaluation de la conception

Une évaluation des éléments de conception du système de traitement d'eau portatif présenté dans ce chapitre porte sur les composantes constituant le système et leur performance.

4.1.1. Disposition et choix des composantes

Le système évalué incorpore toutes les composantes à l'intérieur d'une valise de plastique résistante de marque Pélican[®], de dimension 0,48 m x 0,37 m x 0,20 m, ayant un poids de 4,8 kg communément utilisée pour transporter des équipements fragiles. Cette valise est résistante et imperméable ce qui assure l'intégrité des composantes électroniques. Lors de l'opération du système, la valise est placée avec le couvercle ouvert (voir Figure 4.1) afin d'assurer une bonne ventilation des composantes et un placement optimal pour les filtres, qui doivent opérer à la verticale. Les filtres à cartouche sont situés à l'extérieur de l'unité. Ceci empêche l'endommagement des composantes électroniques lors d'une fuite d'eau lors de l'opération ou un changement de filtre.

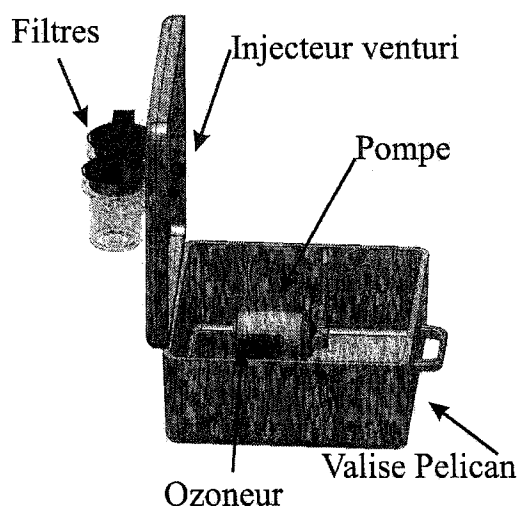


Figure 4.1 Schéma de la position d'opération du système de traitement

Le cylindre d'oxygène et le régulateur de débit se trouvent à l'extérieur de la valise et sont reliés directement à l'ozoneur. L'oxygène médical utilisé n'a besoin d'aucun prétraitement avant son introduction dans l'ozoneur et une jauge indique la pression d'oxygène à l'intérieur du cylindre. Cette jauge permet une estimation de l'oxygène contenu dans le cylindre.

La cuve de traitement se trouve à l'extérieur de l'unité. Elle consiste en une bouteille de 20 L (Nalgène®) avec robinet intégré. Le bouchon étanche de la bouteille comporte trois ouvertures, deux pour les boyaux de recirculation de l'eau et un pour la destruction de l'ozone à l'évent.

4.1.2. Système de génération d'ozone

Les deux types de systèmes de génération de l'ozone les plus couramment utilisés sont la lampe UV au mercure et la décharge corona. Les systèmes UV peuvent utiliser l'air ambiant, asséché ou non, ou l'oxygène pour produire l'ozone. Ce type d'ozoneur est peu sensible à la qualité du gaz utilisé mais son efficacité est faible. Un autre désavantage des ozoneurs UV est que la taille de l'ozoneur et sa puissance sont fonction de la taille des lampes, ceci limitant la taille minimale de l'appareil.

Les ozoneurs à décharge électrique, ou corona, utilisant un tube diélectrique et une source de haute tension sont plus efficaces que les systèmes UV mais sont plus exigeants quant à la qualité du gaz d'alimentation. De l'air sec avec un point de rosée inférieur à -50°C , ou de l'oxygène comprimé ou liquide doit être utilisé. L'utilisation d'air non asséché dans les ozoneurs à décharge électrique peut mener à la formation d'acide nitrique et ainsi endommager les tubes diélectriques en attaquant la surface métallique de l'électrode interne (Langlais et *al.*, 1991).

Pour un système de traitement d'eau portatif, l'utilisation d'un ozoneur à décharge corona a cependant l'avantage d'être compact et puissant. L'utilisation de l'oxygène médical sous forme de petits cylindres ne nécessite pas d'être asséché et est déjà comprimé. Ceci réduit considérablement la taille, les coûts de production, l'entretien et la demande énergétique de l'unité.

Tableau 4.1 Description des conditions expérimentales pour les essais de performance du système d'ozonation

Essai	Conditions expérimentales
Oz1	Appareil froid (Température pièce)
Oz2	Appareil chaud (Après fonctionnement prolongé, 20 min), ventilateur activé
Oz3	Ventilateur de refroidissement extérieur désactivé
Oz4	Appareil chaud (essai débuté sans période de refroidissement suite à un fonctionnement de 20 minutes préalable), ventilateur extérieur désactivé
Oz5	L'appareil froid, ventilateur extérieur seulement activé

La température a un effet négatif sur la production d’ozone en affectant la cinétique de décomposition de l’ozone. La décomposition thermique réduit le ratio de formation d’ozone par rapport à la décomposition de l’ozone (Massechlein, 1998a). Le Tableau 4.1 présente les conditions expérimentales des essais réalisés sur la capacité de production d’ozone du système sur une période de 20 minutes.

La Figure 4.2 présente l’évolution de la température à l’intérieur de l’unité de traitement lors du fonctionnement de l’appareil. Cette température a été mesurée au moyen d’une sonde reliée à un afficheur de température externe. Les essais Oz1 et Oz2 ne sont pas représentés car aucune mesure de température n’a été prise lors de ces essais. Compte tenu des conditions expérimentales, la température de l’ozoneur pendant Oz1 devrait être égale à la température de la pièce. L’essai Oz2 avait une température plus élevée, similaire à la température initiale retrouvée lors de l’essai Oz4.

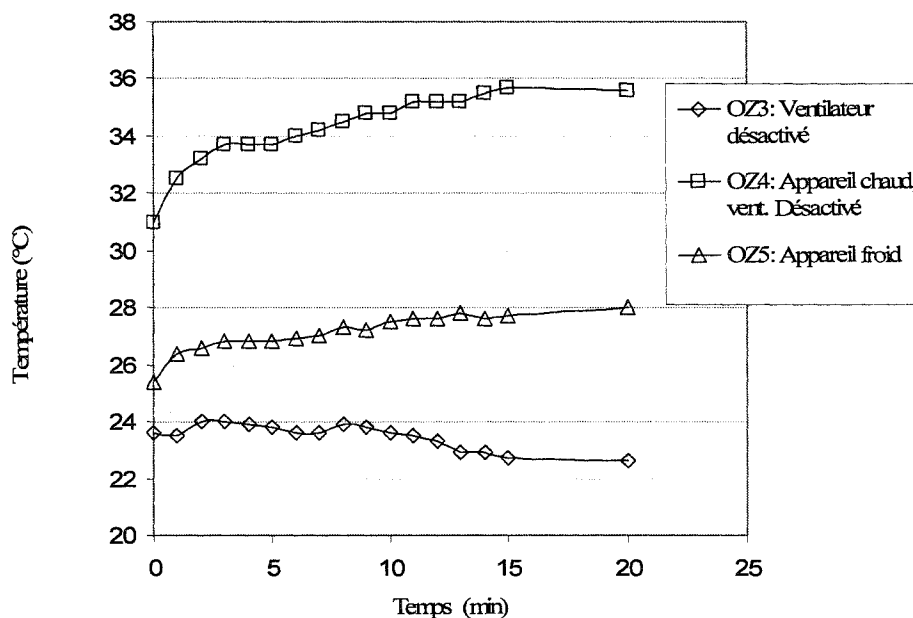


Figure 4.2 Évolution de la température à l’intérieur de l’unité de traitement

Les deux composantes qui provoquent une élévation de la température de l'unité sont l'ozonneur et la pompe. Un premier ventilateur assure un échange d'air avec l'extérieur de l'appareil, un second ventilateur est placé à l'intérieur du module d'ozonation. Ce second ventilateur refroidit directement le tube corona de l'ozonneur.

L'élévation de la température à l'intérieur de l'unité a été graduelle au cours des essais Oz4 et Oz5, atteignant un plateau après 14 minutes. L'essai Oz3 montre un léger abaissement de la température après 10 minutes de fonctionnement. Cet abaissement est inattendu car, sans ventilateur, la température aurait dû croître au cours de l'essai. Cette mesure semble donc erronée et n'a aucune conséquence sur le fonctionnement de l'appareil.

Les résultats la Figure 4.2 montrent que la température à l'intérieur de l'unité est affectée par la désactivation du ventilateur. Il est intéressant de noter que les températures enregistrées pendant l'essai Oz5 ont été plus élevées que celles de l'essai Oz3 où le ventilateur est désactivé. Ce résultat semble indiquer une lacune dans la performance du système de refroidissement, la température à l'intérieur du boîtier semble affectée principalement par la température initiale des composantes internes (ozonneur, pompe) et non par la température extérieure.

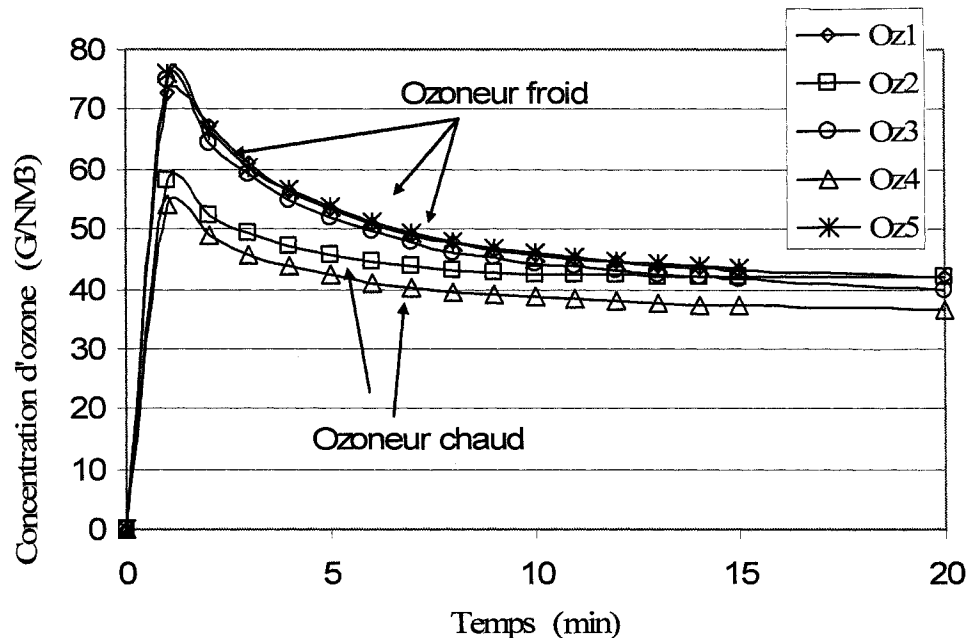


Figure 4.3. Variation de la production d'ozone lors du traitement à la sortie de l'ozoneur

Les résultats de cette expérience, à la Figure 4.3, montrent clairement que la production de l'ozoneur diminue rapidement dans les cinq premières minutes de fonctionnement, indépendamment des conditions de départ. Le débit, la température et la composition du gaz porteur étant constants (données mesurées par l'instrument d'analyse d'ozone), cette variation doit être causée par un phénomène produit à l'intérieur de l'ozoneur. L'allure des courbes permet de constater que lors des essais Oz1, Oz3 et Oz5 des plus grandes concentrations d'ozone sont atteintes, cet effet étant plus marqué dans les cinq (5) premières minutes de fonctionnement de l'ozoneur. Les courbes convergent avec l'augmentation du temps de fonctionnement de la lampe corona. Ces résultats sont une indication que le système tend vers un équilibre entre la production de chaleur et le refroidissement par les ventilateurs.

Le Tableau 4.2 présente la quantité d’ozone produite lors des essais Oz1 à Oz5 en fonction de la température de l’appareil. Ces résultats permettent de mieux comprendre l’effet de la température et de la ventilation sur la performance du système. Une série de dix-sept (17) mesures a été effectuée pour chaque essai.

Tableau 4.2. Variation de la production d’ozone en fonction de la température

Essai	T moy./Écart type °C	Ozone produit mg
Oz1	-	406
Oz2	-	361
Oz3	23,5 / 0,45	395
Oz4	34,3 / 1,24	329
Oz5	27,1 / 0,64	388

En théorie, la production d’ozone doit décroître avec l’augmentation de la température (Masschelein, 1991). La température enregistrée était celle à l’intérieur de l’appareil et non la température du tube corona. Cependant, il semble que la température du tube corona aie une grande influence sur la production d’ozone. Les résultats du Tableau 4.2 confirment ce résultat, les essais où le tube corona était refroidi ont produit d’avantage d’ozone. Il semble que ce soit la température du corona et non la température extérieure ou l’efficacité de la ventilation qui détermine la quantité d’ozone produite. Les ventilateurs semblent avoir peu d’effet sur la température à l’intérieur du système et les écarts types faibles des températures moyennes mesurées supportent cette hypothèse.

Cette section traite de l'injection de l'ozone et des composantes du système qui influencent le transfert de masse de l'ozone gazeux au milieu aqueux. Le système à l'étude comporte trois mécanismes qui affectent ce transfert : l'injection venturi, le mélange mécanique et l'injection dans la cuve de traitement.

4.1.3.1. Injecteur venturi

L'injection de l'ozone dans l'eau se fait par un injecteur à effet venturi. Cet injecteur est situé en aval des filtres pour éviter le passage de l'ozone à travers le charbon où l'ozone serait partiellement ou totalement dégradé. L'utilisation d'un injecteur venturi réduit la pression d'injection, ce qui protège l'ozoneur et favorise un bon transfert de masse de l'ozone à l'eau. Une valve anti-retour située à l'entrée du gaz empêche une remontée de l'eau vers l'ozoneur.

L'efficacité de l'injecteur est fonction du débit et du différentiel de pression entre le point d'entrée et le point de sortie de l'ozone. Dans plusieurs applications, ce type d'injecteur est situé dans une boucle d'injection parallèle à la conduite principale. Dans le système Aquagenex, la contrainte de la taille empêche l'utilisation de cette configuration et par conséquent, l'injecteur est placé directement sur la conduite principale du système de recirculation de l'eau. Cette configuration a comme effet de réduire l'efficacité de transfert d'ozone à la phase liquide (eau) car l'injecteur venturi ne fonctionne pas de façon optimale.

Normalement, un injecteur venturi fonctionne avec une pression négative, entraînant le gaz à injecter, ce qui permet d'éliminer le système de pompe pour l'ozone. Cette succion produite est fonction du différentiel de pression créé par l'injecteur. Le débit et la pression en amont et en aval de l'injecteur sont les paramètres qui déterminent le différentiel de pression. L'utilisation d'oxygène en cylindre pressurisé rend la

succion de l'injecteur inutile. Dans cette application, le venturi est surtout utilisé pour l'abaissement de la pression dans le tube corona, réduisant les fuites et pour la qualité des bulles produites lors de l'injection, beaucoup plus fines et mieux distribués qu'avec un diffuseur. C'est-à-dire que le cylindre d'oxygène pressurise le système d'ozonation. Le ratio gaz/liquide optimal se situe en dessous de 0,5 (Langlais *et al.*, 1991). À un débit d'oxygène de 0,5 L(TPN)/min et un débit d'eau à 1,8L/min, le système à l'étude obtient un ratio de 0,28 dans les conduites sous pression de l'appareil. Le ratio est donc acceptable et une augmentation ou une diminution du débit de gaz n'est pas justifiée.

4.1.3.2. Mélangeurs statiques

Une section de mélangeurs statiques est installée en aval de l'injecteur venturi. La fonction de ces mélangeurs est d'assurer un mélange encore plus complet de l'ozone dans l'eau. Les avantages d'un mélangeur statique sont (Traversay *et al.*, 2000, Rader *et al.*, 1989) :

- Diminution du diamètre des bulles
- Augmentation de la surface de contact gaz-liquide
- Mélange efficace gaz-liquide
- Coefficient de transfert élevé

Deux autres avantages d'un mélangeur statique pour l'application dans un petit système portatif est son aspect compact et sa simplicité. Une perte de charge est cependant associée à son utilisation, cette perte de charge augmentent avec le nombre et le type d'éléments du mélangeur, la vitesse longitudinale et le type de fluide (Heyouni *et al.*, 2002).

La quantité d'éléments mélangeurs minimale est déterminée à l'aide du coefficient de Reynolds.

$$N_R = \frac{\rho_e v d}{\eta} \quad (\text{Éq. 4.1})$$

v : Vitesse longitudinale d'écoulement calculée (Q/A) = 0,42 m/sec

d : Diamètre de la conduite = $9,5 \times 10^{-3}$ m

η : Viscosité dynamique = $1,002 \times 10^{-3}$ N·s/m²

ρ_e : Masse volumique de l'eau = 998,206 kg/m³ à 20°C

En appliquant les valeurs des paramètres dans cette équation, une valeur de 3975 est trouvée pour le nombre de Reynolds. Selon le manufacturier Cole-Parmer (1999), qui fournit des mélangeurs rapides, seulement six éléments mélangeurs sont nécessaires lorsque $N_R > 1000$. C'est le nombre d'éléments placés dans la conduite en aval de l'injecteur venturi. Donc la quantité de mélangeurs est optimisée pour cette application et aucun bénéfice serait tiré de l'ajout de mélangeurs supplémentaires.

4.1.3.3. Injection dans la cuve de traitement

Une fois que le mélange eau-ozone quitte l'injecteur venturi et les éléments du mélangeur statique, il se retrouve dans une conduite d'environ un mètre de longueur. Cette conduite est la ligne de retour vers la cuve de traitement. Afin d'optimiser le mélange entre le gaz et l'eau, une buse de diamètre réduite a été installée à l'extrémité de cette conduite de retour. L'installation de cette buse a pour effet d'augmenter significativement la vitesse de sortie du mélange d'eau et de favoriser la création de bulles de taille plus fines. Les avantages de la création de bulles plus fines sont :

- Augmentation de la surface totale de contact entre le gaz et le liquide.

- Distribution plus uniforme du gaz ce qui augmente l'effet de mélange dans la cuve (Zhang, 2000)

Encore une fois, la vitesse linéaire d'écoulement est calculée en divisant le débit par l'aire d'une section de conduite. La conduite à l'intérieur de la cuve mesure 12,8 mm de diamètre interne et des buses de 6,4 mm ou 9,6 mm peuvent être fixées à la sortie. Le Tableau 4.3 compare la vitesse de sortie du mélange gaz-liquide en fonction de la taille de l'orifice à la sortie de la conduite de retour d'eau pour un débit fixe de 1,8 L/min. Cette valeur a été choisie dans la mesure où elle correspond au débit rencontré dans les conditions normales d'opération de l'appareil.

Tableau 4.3 Effets de la taille de l'orifice d'injection dans la cuve de traitement

Diamètre de la buse d'injection <i>mm</i>	Vitesse linéaire du liquide <i>m/s</i>
12,8	0,23
9,6	0,42
6,4	0,93

Les résultats du Tableau 4.3 montrent clairement l'augmentation de vitesse du liquide avec la réduction de la taille de la buse. Les valeurs ont été confirmées par des observations visuelles lors des expériences. L'injection de l'eau dans la cuve sans buse (diamètre 12,8 mm) ne permet pas un bon transfert de masse entre le gaz injecté et l'eau dans la cuve, les bulles remontent simplement à la surface lorsque le gaz quitte la conduite. L'augmentation de la vitesse d'injection favorise la formation de plus petites bulles et augmente le temps de résidence des bulles dans la cuve. L'augmentation de ce temps de résidence est fonction de la distance supplémentaire que doivent voyager les bulles pour remonter à la surface, qui elle est fonction de la

vitesse linéaire de l'eau vers le bas de la cuve. La position du point d'injection est fixe dans la cuve, elle se situe environ 50 mm en dessous du niveau d'eau lorsque la cuve contient 20 litres. Les buses de 9,6 mm et 6,4 mm produisent une vitesse linéaire suffisante pour que les bulles de gaz atteignent le fond de la cuve et la taille des bulles semble identique pour les deux. Cette estimation étant visuelle, la précision est limitée. Pour cette raison, la buse de 9,6 mm est recommandée car elle produit des conditions similaires à la buse plus petite tout en occasionnant moins de perte de charge.

4.1.4. Destruction de l'ozone à l'évent

Pour éviter une pression trop élevée dans la cuve de traitement, le gaz doit être évacué de l'espace d'air au-dessus de l'eau. Ce gaz est constitué principalement d'oxygène, d'ozone et vapeur d'eau. La concentration d'ozone à l'évent varie avec la demande en ozone de l'eau et la température de celle-ci. Pour éviter que la concentration d'ozone à proximité de l'appareil n'atteigne des niveaux dangereux, un destructeur d'ozone a été placé à l'évent de la cuve de traitement.

Il existe quatre méthodes de destruction d'ozone qui seraient applicables : la destruction thermique, le catalyseur à base de métaux nobles, le charbon activé et le catalyseur de MnO_2 . La destruction thermique nécessite une température de plus de 300°C et un temps de résidence d'au moins 3 secondes. La demande énergétique et les coûts élevés de cette méthode la rendent inappropriée pour un petit système portatif. Les catalyseurs à base de métaux nobles nécessitent une température entre 50 et 70°C et un temps de résidence de plus de 3 secondes, ce qui nécessiterait l'ajout d'un élément chauffant. Quant au charbon activé, il n'est pas vraiment un catalyseur, la destruction se fait par réaction chimique et son utilisation n'est pas recommandée avec l'oxygène. Ceci laisse le catalyseur à base de dioxyde de manganèse comme meilleure option.

Un catalyseur à base de dioxyde de manganèse de type Carulite[®] (mélange de MnO₂, CuO et Al₂O₃ ; Flick et *al.*, 2001) a été choisi car il permet de détruire efficacement l'ozone à l'évent à la température ambiante. Le produit est livré sous forme de petites pastilles qui sont placées à l'intérieur d'un tube à déshydratant vide en polyéthylène haute densité [HDPE]. La perte de charge occasionnée par l'ajout de quelques grammes de Carulite[®] à l'évent n'est pas significative et ne cause qu'une légère augmentation de pression à l'intérieur de la cuve de traitement (<0,07 atm).

L'efficacité du catalyseur est fonction de la température, du temps de résidence, de la vitesse linéaire et de l'humidité relative du gaz. Deux équations (Équation 4.2 et 4.3) fournies par le manufacturier permettent de calculer le pourcentage de destruction sous différentes conditions opérationnelles.

$$\% \text{ Destruction d'ozone} = \frac{100}{[1 + EXP(F)]} \quad (\text{Éq. 4.2})$$

où

$$F = -0,87 + 0,22x_1 - 2,16x_2 - 0,74x_3 + 0,018x_4 + 0,018x_5 \quad (\text{Éq. 4.3})$$

Tableau 4.4 Variables affectant la performance du catalyseur Carulite®

43

Symbole	Description de la variable
X_1	$1000 / (T+25)$
X_2	$\text{Ln} (RT - 0,03) + 1,4$
X_3	LV
X_4	RH - 67
X_5	$[x_2][x_4]$
T	Température en °C
RT	Temps de résidence en secondes
LV	Vitesse linéaire en pi/sec
RH	Humidité relative en % à 23°C

En effectuant le calcul à l'aide des équations 4.2 et 4.3, le pourcentage de destruction de l'ozone par le catalyseur dans les conditions expérimentales est de 99,9%. En ne supposant aucune demande en ozone de l'eau et une production de 40 ppm d'ozone, un enlèvement de 99,75% serait nécessaire pour que le gaz à la sortie ait une concentration de 0,1 ppm. Les mesures d'ozone à l'évent appuient ce résultat, aucune concentration d'ozone n'ayant été détectée à la sortie du destructeur d'ozone. La limite de détection de l'appareil est de 0,01 ppm.

Ces observations confirment l'efficacité théorique du destructeur d'ozone Carulite® dans les conditions opérationnelles rencontrées. Il serait possible de réduire considérablement la longueur du tube de catalyseur et la quantité de catalyseur utilisée. Cependant, une marge de sécurité a été ajoutée au traitement pour assurer la sécurité des opérateurs. La réduction des coûts de production et d'opération serait trop minime pour justifier un fonctionnement à la limite du seuil de sécurité. La section 4.5 présente le résultat de mesures d'ozone à proximité de l'appareil.

4.2. Microbiologie de l'eau traitée

Pour les utilisateurs en régions éloignées, le critère de qualité le plus important est l'absence d'organismes pathogènes résultant de la désinfection de l'eau. Même si les autres composantes de l'eau telles que les composés organiques et les métaux peuvent poser un risque à long terme, c'est le risque de maladie causée par des éléments pathogènes qui est le plus immédiat.

Les sources d'eau protégées, loin des centres industriels ou agricoles, peuvent tout de même contenir des microorganismes pathogènes. Ces microorganismes pathogènes sont des bactéries, des virus ou des protozoaires et peuvent engendrer des maladies tel que la giardiase, l'hépatite, le paludisme, la légionellose et plus communément des troubles gastro-intestinaux mineurs (Leclerc et *al.*, 2002).

Afin de mesurer le pouvoir désinfectant du système de traitement étudié, des analyses bactériennes ont été effectuées sur l'eau à différents stades du traitement. Les essais ont été effectués en utilisant la méthode de filtration sur membrane, Standard Methods #9222 (APHA, AWWA, WPCF. 1998). Les bactéries analysées sont les coliformes totaux, fécaux, *E. coli* et les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHAA).

4.2.1. Inactivation des coliformes

Cette section présente les résultats d'enlèvement des bactéries coliformes au cours du procédé de traitement. Ceci permettra de mieux mesurer l'efficacité de la désinfection du système. La dose d'ozone appliquée est d'environ 16mg/L pour les quatre essais.

Tableau 4.5 Conditions expérimentales pour différents essais microbiologiques 45

Essai	Coliformes totaux (eau brute) <i>UFC/100 ml</i>	Temps requis pour $UFC < 1$ <i>min</i>	Turbidité initiale <i>UTN</i>	pH
M1 (20°C)	106	5	2,5	5,9
M2 (21°C)	92	2	0,9	5,9
M4 (23°C)	540	5	1,6	6,4
M5 (18°C)	216	5	0,7	6,1

La Figure 4.4 présente les courbes de dénombrement de coliformes à différents instants du traitement. Le temps 0 représente la concentration initiale de coliformes.

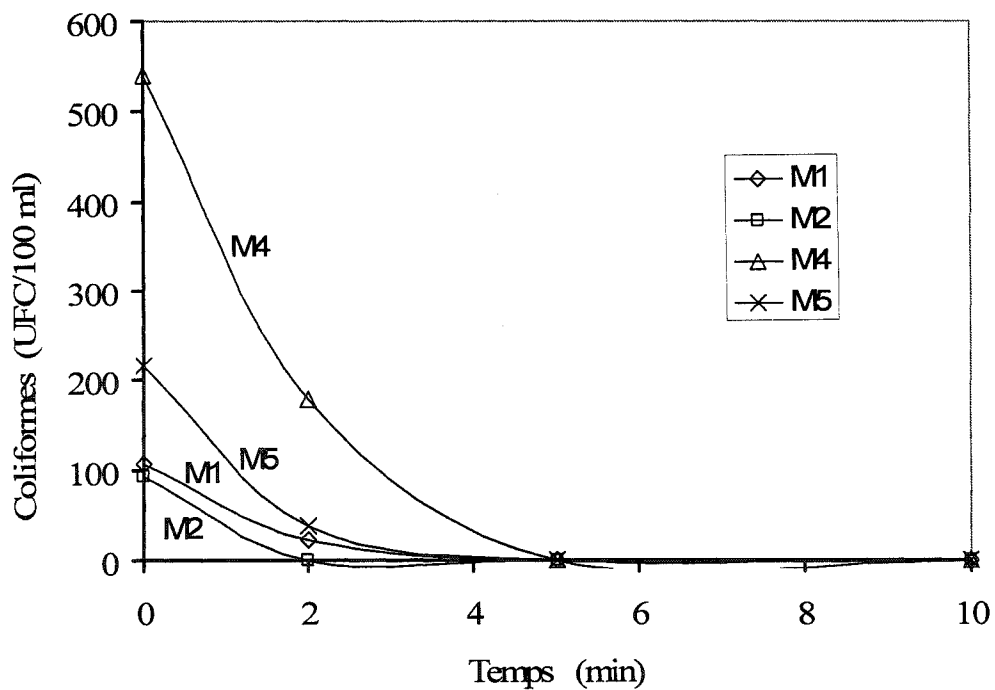


Figure 4.4 Enlèvement des coliformes totaux

Les résultats présentés au Tableau 4.5 et à la Figure 4.4 démontrent l'efficacité d'inactivation des coliformes totaux lors des essais M1, M2, M4 et M5. Aucune mesure des coliformes totaux n'a été effectuée pour l'essai M3. Les conditions expérimentales ont été similaires pour ces quatre essais, cependant la concentration des coliformes était plus élevée pour les essais M4 et M5. En observant les différentes courbes de concentration des coliformes à la Figure 4.4, l'allure des quatre courbes est similaire. Les concentrations de coliformes de l'essai M5, et de façon plus marquée celle de M4, demeurent plus élevées que les essais M1 et M2. Le temps nécessaire pour l'inactivation des coliformes est de 5 minutes pour les essais M1, M4 et M5 tandis que seulement 2 minutes ont été nécessaires pour obtenir des comptes bactériens nuls lors de l'essai M2. La réglementation demande une concentration de moins de 10 coliformes par 100 ml d'échantillon et 0 coliformes dans 90% des analyses. Aucune des eaux brutes étudiées ne rencontrait la norme avant traitement. Toutes les eaux rencontrent la norme après 2 à 5 minutes de traitement.

4.2.2. Effet de la filtration sur l'enlèvement des coliformes

Dans le procédé étudié, les filtres utilisés ont comme fonction principale l'enlèvement de la matière en suspension et l'adsorption de matière dissoute par le charbon organique. Cependant, il est intéressant de noter l'effet de cette filtration sur la population bactérienne. La Figure 4.5 illustre l'enlèvement des coliformes totaux par la filtration sur les deux filtres du système.

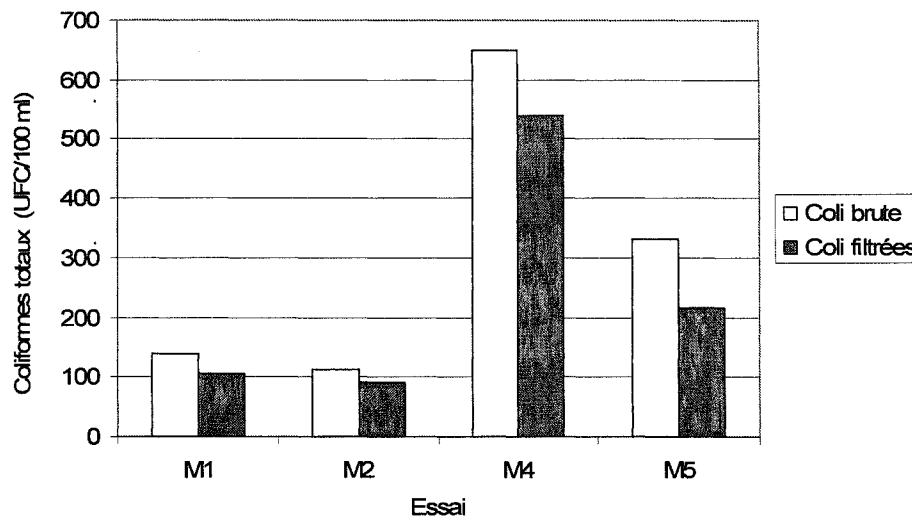


Figure 4.5 Abattement des coliformes par la filtration

La Figure 4.5 démontre qu'il y a une diminution des coliformes totaux présents dans les échantillons d'eau filtrés. L'enlèvement maximal se produit aux essais M4 et M5, mais ces échantillons présentaient une concentration initiale beaucoup plus élevée que les essais M1 et M2. Pour mieux illustrer la relation entre la concentration initiale et l'abattement, il faut présenter les résultats sous forme de pourcentage d'abattement calculé selon l'équation 4.5. Dans cette formule le pourcentage d'abattement [% d'abattement] est calculé en divisant la différence entre le nombre d'unités formant des colonies bactériennes [UFC] de l'eau brute par celle de l'eau filtrée.

$$\% \text{ d'abattement} = \frac{(UFC/100ml)_{Brute} - (UFC/100ml)_{filtrée}}{(UFC/100ml)_{Brute}} \times 100 \quad (\text{Éq. 4.5})$$

La représentation du pourcentage d'abattement des coliformes lors de la filtration est illustrée à la Figure 4.6.

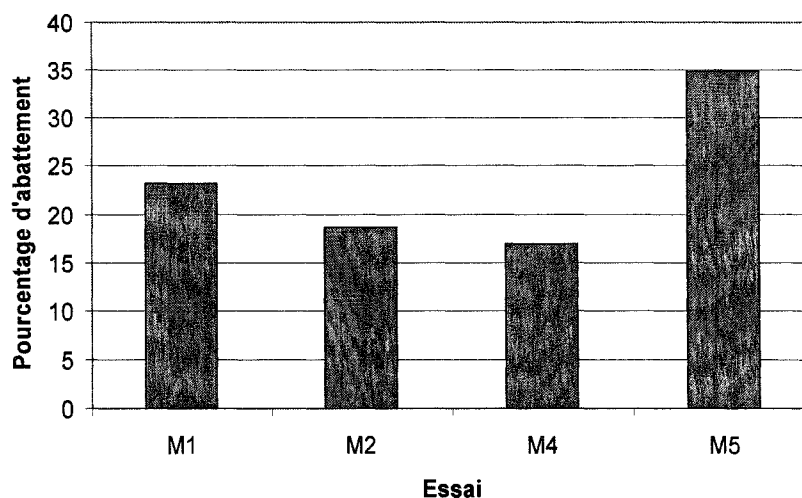


Figure 4.6 Pourcentage d'abattement des coliformes lors de la filtration

Les résultats de pourcentage d'abattement des coliformes totaux présentés à la Figure 4.6 ne permettent pas de tirer de conclusion sur l'effet de la concentration initiale de coliformes sur le pourcentage d'abattement. Les valeurs pour les essais M1, M2 et M4 semblent indiquer que le pourcentage diminue avec la concentration initiale, cependant le résultat de l'essai M5 démontre un enlèvement de 35%, versus des taux d'enlèvement compris entre 17 et 23% pour les autres essais.

La réduction du compte bactérien provient de la rétention de bactéries fixées sur la matière en suspension et non de la filtration directe des microorganismes. Ces derniers sont trop petits pour être retenus entièrement par un filtre avec une porosité nominale de 5 μm (AWWA, 1999). Les bactéries, virus et kystes ont des tailles situées entre 10 μm à moins que 0,1 μm . Dans ce contexte, l'efficacité de la filtration pour l'enlèvement des bactéries dépend plutôt de la quantité de bactéries fixées sur la matière en suspension et du pouvoir d'enlèvement de cette matière en suspension par les filtres. Cet enlèvement n'est cependant pas fonction de la turbidité initiale de

l'échantillon car les essais M1 et M4 présentent une turbidité initiale plus élevée que M5.

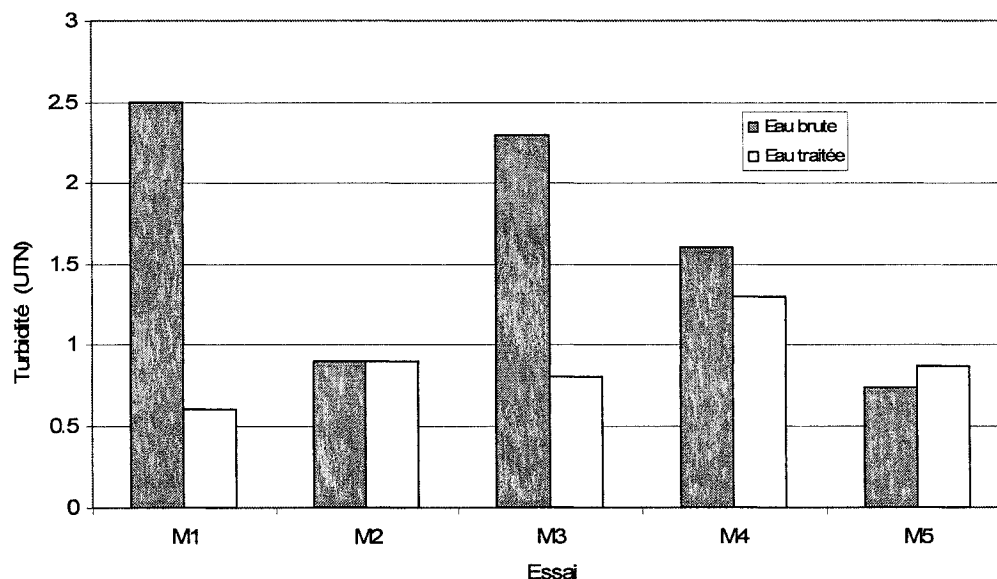


Figure 4.7 Effet du traitement sur la turbidité

La Figure 4.7 démontre que pour certains essais l'enlèvement de la turbidité par les filtres est appréciable (essais M1 et M3), cependant, pour les essais M2 et M5 la réduction de turbidité est nulle ou négative. Aucune des eaux traitées n'a atteint le 0,5 uTN visé. Ceci indique que l'efficacité de la filtration n'est pas adéquate. Un prolongement du temps de traitement ou l'utilisation d'un filtre plus fin ($>5\mu\text{m}$) serait nécessaire pour améliorer ce résultat.

4.3. Coefficient CT

Le coefficient CT permet de prédire l'efficacité d'un procédé de désinfection selon le type de désinfectant utilisé et le microorganisme à cibler. Le coefficient CT est le produit de la concentration, et du temps de contact. Les unités du coefficient CT sont

donc exprimés $\text{mg}\cdot\text{min}/\text{L}$. Une courbe du niveau d'inactivation, exprimée en \log d'inactivation, est tracée pour une température donnée. Un coefficient CT au dessus de la courbe indique une inactivation théorique du microorganisme en question. Les valeurs de CT sont disponibles pour différentes températures et sont inversement proportionnelles à celles-ci (Équations 4.6 à 4.8).

Le coefficient CT est calculé en mesurant la variation de la concentration pendant le temps de traitement. Dans ce cas, il s'agit d'un traitement de type en cuvette ce qui simplifie le calcul, car le temps de contact est déterminé directement par le temps de traitement et la concentration varie uniformément à travers le réacteur. C'est-à-dire, que la concentration à un temps t est uniforme partout dans le réacteur. Pour cette raison, il n'est pas nécessaire de calculer un temps de séjour effectif (T_{10}).

La Figure 4.8 représente le résultat de deux expériences effectuées lors d'un traitement d'eau de surface avec l'unité de traitement portative évaluée au cours de ce projet. Les températures de l'eau pour les essais M3 et M5 étaient de 18°C et 20°C respectivement. Une courbe polynomiale moyenne a été tracée afin de faciliter le calcul du CT. La durée du traitement par l'unité portative est de 10 minutes mais des mesures de résiduel d'ozone ont été prises juste qu'à ce que le résiduel soit en dessous de $0,05 \text{ mg/L}$, soit la limite de détection de la méthode d'analyse. Ceci est plus représentatif de la valeur de CT réellement obtenue avec le traitement car l'opérateur doit laisser l'eau dans la cuve de traitement pour une période de 15-45 minutes avant de la transférer ou de la consommer.

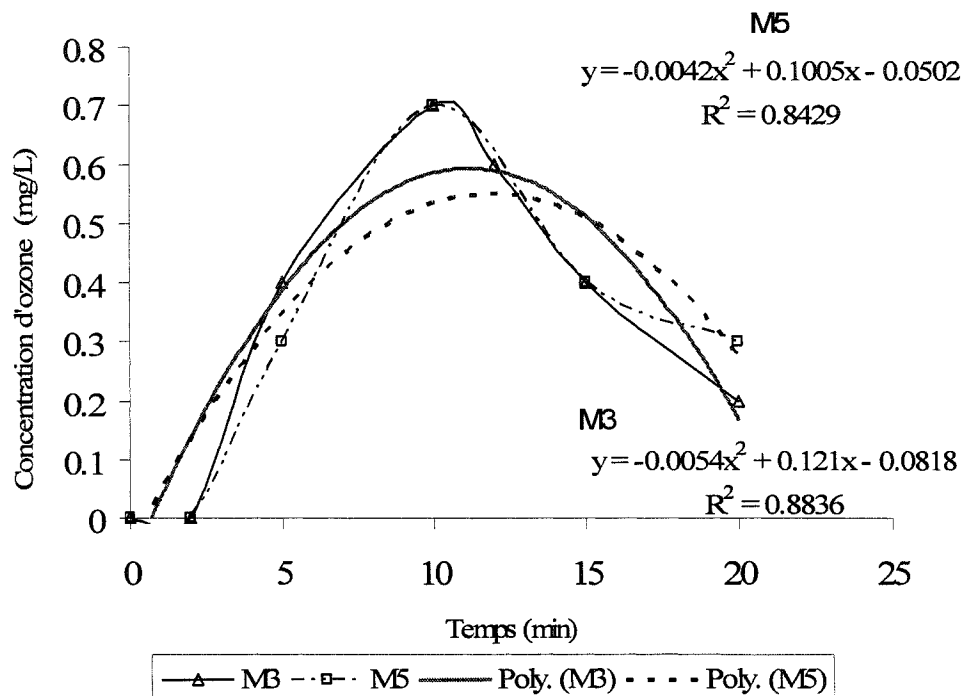


Figure 4.8 Courbes de concentration d'ozone résiduel

Les courbes M3 et M5 présentent le même aspect général. Cependant, la concentration d'ozone résiduel semble s'accroître plus rapidement lors de l'essai M3. Les deux courbes atteignent leur maximum à 10 minutes, ce point représente la dernière mesure avant la fermeture de l'ozoneur et de la pompe de recirculation. L'intégration des courbes et des régressions polynomiales (M3 et M5) entre 0 et 20 minutes donnent les valeurs de CT présentées dans le Tableau 4.6.

Tableau 4.6 Résultats du calcul de CT obtenu lors des essais sur le terrain

Essai	Température °C	CT <i>mg.min/L</i>	
		Intégration de la polynomiale	Intégration de la courbe
M3	21	7,8	7,7
M5	18	7,7	7,5

Le Tableau 4.6 montre les facteurs CT calculées à partir des deux méthodes d'intégration de la courbe. La méthode d'intégration de la courbe est plus précise que l'intégration de la polynomiale, ce sont ces valeurs qui seront donc retenus.

$$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,068 \times \text{température})}] - 0,01}{0,47} \quad (\text{Éq. 4.6})$$

Inactivation des virus

$$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,072 \times \text{température})}] - 0,01}{0,98} \quad (\text{Éq. 4.7})$$

Inactivation Giardia

$$I = 0,035 \times CT_{disponible} \times 1,10^{\text{temp}} \quad (\text{Éq. 4.8})$$

Inactivation Cryptosporidium

En appliquant les équations 4.6, 4.7 et 4.8 aux valeurs de CT, par intégration des courbes, obtenues au Tableau 4.6, des valeurs d'inactivation sont obtenues pour une température donnée. Les équations présentées proviennent du *Guide de conception des installations de production d'eau potable* (MENVQ, 2003).

Tableau 4.7 Valeurs d'inactivation (en log) pour les essais de détermination du CT

Essai	M3 <i>log</i>	M5 <i>log</i>
Inactivation des virus	69	56
Inactivation du <i>Giardia</i>	36	27
Inactivation du <i>Crypto.</i>	2,0	1,4

Les résultats des calculs d'inactivation théoriques excèdent les exigences émises dans le *Guide de conception des installations de production d'eau potable* (MENVQ, 2003), de 4 log d'inactivation pour les virus et de 3 log pour le *Giardia*. Par contre, les taux d'enlèvement du *Cryptosporidium* sont nettement inférieurs à ce qui est demandé par la norme et ne rencontrent pas l'exigence du 3 log d'enlèvement. Donc sans un traitement prolongé (Temps > 10min) un risque d'infection par le *Cryptosporidium* existe dans l'eau traitée.

4.4. Désinfection des filtres lors du traitement

Une des caractéristiques qui différencie le système à l'étude des autres systèmes de traitement d'eau est la recirculation de l'eau lors du traitement. Lors de l'ozonation de l'eau dans la cuve de traitement, l'eau est aspirée du fond de la cuve par la pompe et repasse par l'étape de filtration et l'injection d'ozone avant de retourner dans la cuve. Ceci a pour effet de faire passer de l'eau contenant un résiduel d'ozone égal à celui retrouvé dans la cuve de traitement à travers les deux filtres. L'eau passe d'abord par le filtre à sédiments en polypropylène et ensuite par le filtre de charbon. Le manufacturier affirme que l'ozone résiduel a un effet sur la croissance microbiologique dans les filtres, donc que le fait de circuler l'eau ozonée à travers les filtres diminue le nombre de bactéries à l'intérieur du filtre et prolonge la vie effective de celui-ci en limitant la formation du biofilm. Deux essais effectués sur

une eau naturelle permettent de vérifier s'il y a une différence entre la biomasse dans les filtres après une série de traitements avec et sans ozone. Les résultats de ces essais sont présentés dans le Tableau 4.8 et le Tableau 4.9.

Tableau 4.8 Biomasse (UFC/g) dans les filtres après le traitement de 60L d'eau

Paramètre	Filtre	Sans ozonation			Avec ozonation		
		Intérieur	Centre	Extérieur	Intérieur	Centre	Extérieur
BHAA	Charbon	208	0	11180	156	208	2236
	Sédiment	3432	4004	11752	208	728	3848
Coliformes Totaux	Charbon	0	0	1144	0	0	0
	Sédiment	52	260	1092	0	156	104
Coliformes Fécaux	Charbon	0	0	156	0	0	52
	Sédiment	52	0	0	0	156	0

Les valeurs indiquées sont exprimées en UFC/g de milieu filtrant, les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies [BHAA] sont une mesure des bactéries cultivables présentent dans le milieu.

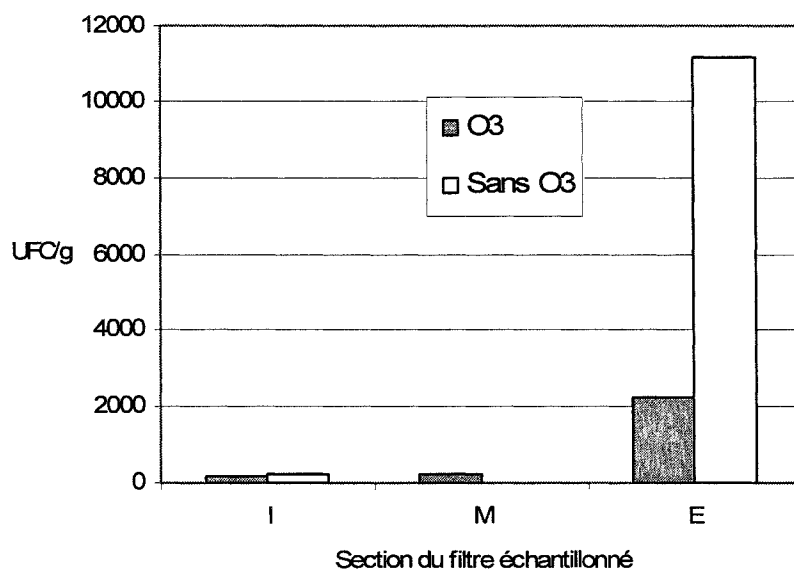


Figure 4.9 Biomasse dans les filtres après le traitement de 60L d'eau de surface

Les résultats du Tableau 4.8 et de la Figure 4.9 montrent clairement la biomasse plus faible dans les filtres exposés à l'ozone lors du traitement de l'eau. Les deux filtres ont la plus grande partie de sa biomasse concentrée sur la partie extérieure du filtre. Ce phénomène est moins marqué pour le filtre à sédiment. Sa porosité nominale de 5 μ m permet un passage des bactéries à travers l'ensemble du filtre plus facilement que le filtre au charbon de 0.5 μ m. La biomasse totale des filtres n'ayant subi aucune ozonation est plus élevée que pour le deuxième groupe de filtres exposés à l'eau ozonée, soit une différence de 76% en comparant les sommes des bactéries (BHAA + Coliformes totaux + fécaux) entre les deux groupes (ozonation et sans ozonation).

Tableau 4.9 Biomasse dans les filtres après 14 jours d'entreposage

56

Paramètre	Filtre	Sans ozonation			Avec ozonation		
		Intérieur	Centre	Extérieur	Intérieur	Centre	Extérieur
BHAA	Charbon	>20800	>20800	>20800	>20800	6708	>20800
	Sédiment	>20800	>20800	>20800	14560	15860	>20800
Coliformes Totaux	Charbon	3276	1924	1144	52	208	364
	Sédiment	1248	208	1612	156	1352	936
Coliformes Fécaux	Charbon	208	0	260	0	0	0
	Sédiment	0	0	0	0	0	0

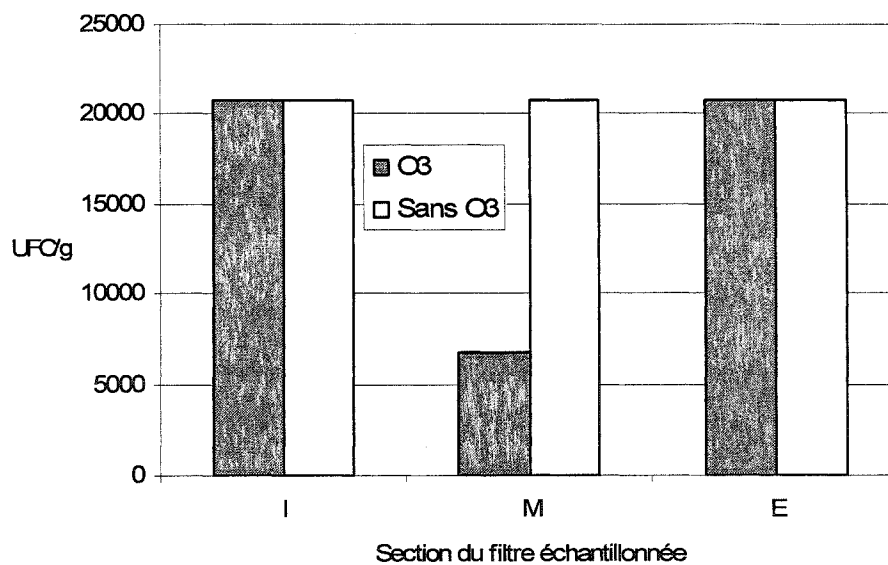


Figure 4.10 Biomasse dans les filtres après 14 jour de repos en milieu stérile

La limite supérieure de dénombrement est de 20800 UFC/g, soit 400 UFC/ml d'échantillon prélevé de la suspension de charbon en milieu aqueux multiplié par le facteur de dilution.

La biomasse totale des filtres n'ayant subi aucune ozonation est plus élevée que pour le deuxième groupe de filtres exposés à l'eau ozonée, soit 24% en comparant les sommes des bactéries (BHAA + Coliformes totaux + fécaux) entre les deux groupes (ozonation et sans ozonation). Cette différence est moindre que pour les filtres neufs. Les comptes bactériens sur le charbon des filtres après une période de latence de 14 jours sont plus élevés sur les surfaces extérieures et intérieures du filtre. Ceci pourrait être causé par la disponibilité accrue d'oxygène à ces endroits. La diminution de l'écart entre les filtres avec le temps (24% versus 76%), exposés ou non à l'eau ozonée, réduit l'importance de cet aspect du traitement pour une utilisation sporadique du système (1 fois par semaine ou moins). Mais à long terme, suite à une utilisation régulière, l'effet de diminution de la colonisation des filtres est non négligeable et pourrait avoir un effet positif sur la performance des filtres.

4.5. Sécurité opérationnelle

L'opération d'un système produisant de l'ozone peut poser certains risques. La désinfection de l'eau diminue les risques associés aux microorganismes pathogènes, mais les sous-produits d'ozonation posent un risque pour le consommateur de l'eau traitée. Les sections suivantes traitent de ces deux risques associés à l'utilisation du système à l'étude.

4.5.1. Sécurité de l'opérateur

L'utilisation de l'ozone peut comporter certains risques pour la santé humaine (Anderson et *al.*, 2004) ; il est alors nécessaire d'évaluer le risque posé à l'opérateur du système de traitement d'eau. L'aspect de sécurité relié à une désinfection

inadéquate a été traité à la section 0 et donc ne sera pas discuté ici. L'ozone est un oxydant puissant et pénètre profondément dans les poumons où il détruit ou modifie la structure cellulaire des alvéoles (Klaassen, 1996). La limite d'exposition à l'ozone pour une période de huit heures (concentration moyenne) est de 0,1 ppm à 25°C et 1 Atm (Occupational Safety & Health Administration [OSHA], 2003).

Une série d'expériences a été menée au laboratoire pour vérifier la concentration d'ozone à proximité de l'appareil de traitement de l'eau. La Figure 4.11 présente les résultats des trois expériences où la concentration de l'ozone a été mesurée à proximité de l'appareil, soit à 0,6 mètres au dessus de l'appareil pour simuler la position de l'opérateur lors de l'utilisation (séries *Extérieur 1 et 2*) et à l'intérieur du boîtier de l'appareil (intérieur prototype). Chaque point des courbes représente une mesure d'ozone dans l'air à un emplacement et à un temps donné du traitement.

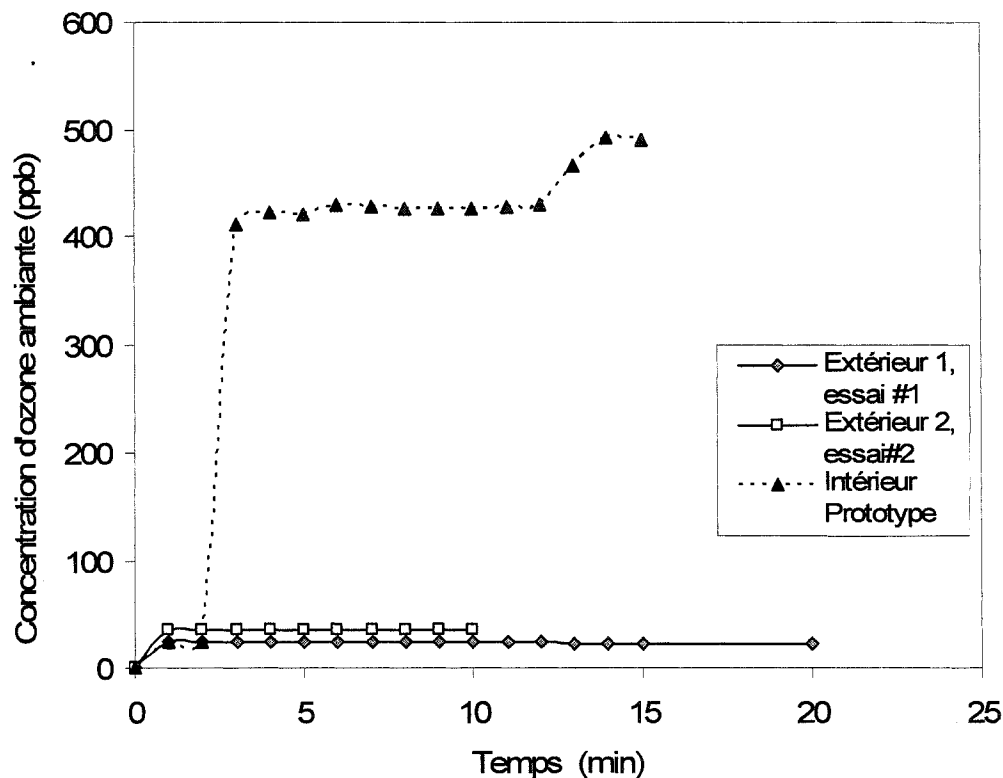


Figure 4.11. Concentration d'ozone à proximité de l'unité de traitement

La Figure 4.11 montre que la concentration d'ozone dans l'air ambiant ne dépasse pas la norme de 100 ppb (0,1 ppm) (OSHA, 2003) même si la concentration d'ozone à l'intérieur de l'unité peut atteindre 500 ppb. La concentration élevée d'ozone à l'intérieur de l'unité provient principalement de fuites dans la conduite qui achemine l'ozone vers l'injecteur. Pour prolonger la durée de vie des différentes composantes, il serait important d'éliminer toute source de fuite d'ozone à l'intérieur de l'unité.

Lors du remplissage de bouteilles à partir de la cuve de traitement, l'opérateur est exposé à des concentrations d'ozone plus élevées que pendant le traitement car le gaz

résiduel s'échappant de l'eau traitée ne passe plus par le destructeur d'ozone. Pour évaluer le risque associé au remplissage, une expérience a été effectuée pour simuler le pire scénario, c'est-à-dire pour obtenir la concentration maximale d'ozone ambiante. De l'eau distillée a été ozonée pendant une période de 15 minutes afin d'obtenir une concentration d'ozone résiduel très élevée (>5 mg/L). Ensuite, la concentration d'ozone ambiante a été mesurée à la hauteur de la tête de l'opérateur pendant le remplissage d'un contenant de 15L. Les résultats de cet essai sont présentés à la Figure 4.12.

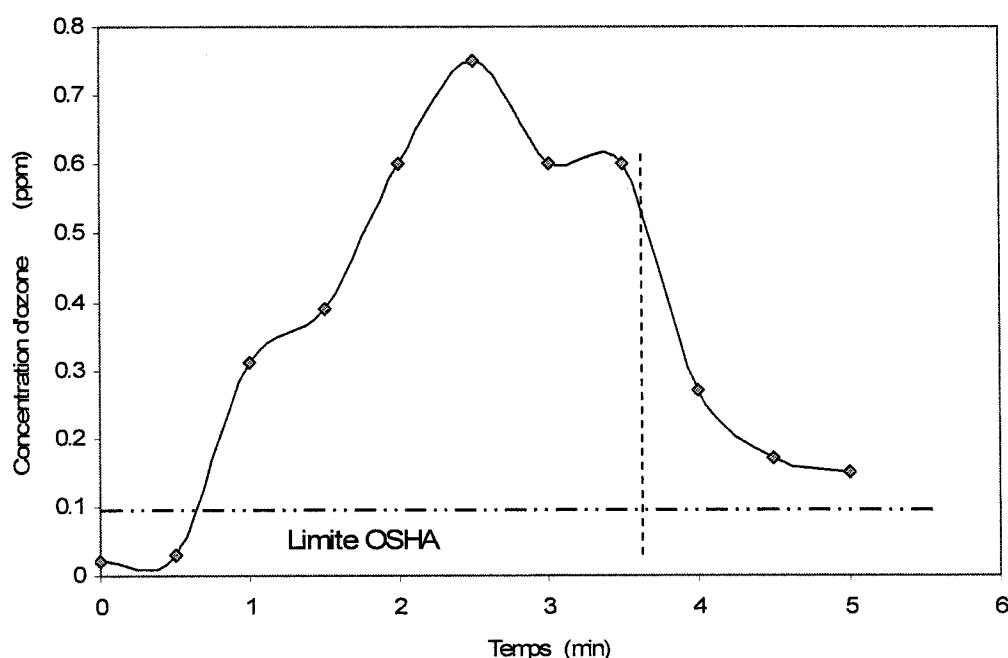


Figure 4.12 Ozone ambiant lors du remplissage des bouteilles

Sur la Figure 4.12 la ligne verticale pointillée représente l'arrêt du remplissage. La pièce étant bien ventilée, une forte baisse de la concentration de l'ozone ambiant est visible suite à l'arrêt de remplissage. Cet essai démontre bien l'importance de laisser reposer l'eau dans la cuve de traitement jusqu'à ce que la concentration de l'ozone résiduel soit en dessous de $0,05$ mg d' O_3 /L. Les concentrations d'ozone ambiant

mesurées lors de cet essai sont trop élevées d'un facteur dix. Cette concentration pourrait représenter un danger pour la santé de l'utilisateur. Comme il a été mentionné auparavant, les seuls moyens de diminuer ce risque est de laisser diminuer le résiduel d'ozone en dessous de 0,05 mg/L et de travailler dans une pièce bien aérée.

4.5.2. Sécurité du consommateur

Assumant que la désinfection de l'eau est efficace (Section 0), le plus grand risque pour le consommateur de l'eau traitée est la présence de sous-produits d'ozonation. Parmi les composés chimiques créés par la désinfection à l'ozone, les bromates posent le plus grand risque pour la santé. Une série d'essais a été effectuée afin de déterminer le potentiel de formation de bromates par le système de traitement.

Ces essais ont été effectués sur six eaux de surface naturelles. Une de ces eaux (#6) a été modifiée afin d'augmenter le potentiel de formation des bromates (Legube et *al.*, 2004). Cette modification consistait à ajouter 200 ml d'eau salée provenant du fleuve St-Laurent à la hauteur de Tadoussac. Les essais ont été effectués sur une seconde version du système prototype utilisant un filtre au charbon solide ayant une porosité de 0,5µm. La dose d'ozone appliquée était de 16 mg-O₃/L d'eau et le temps de traitement était de 10 minutes en recirculation. Les essais ont été effectués par un laboratoire extérieur par chromatographie ionique.

Eau #	pH	Bromures (eau brute)	Bromates (eau Traitée)
	<i>Unités pH</i>	<i>mg/L</i>	<i>µg/L</i>
1	6,5 à 7	-	< 2
2	6,5 à 7	-	< 2
3	6,5 à 7	-	4
4	6,5 à 7	-	< 2
5	7,2	< 0,4	< 2
6	6,8	0,7	< 2

Les résultats du Tableau 4.10 montrent qu'aucun essai n'a produit de l'eau traitée contenant plus de 10 µg/L de bromates. L'eau ayant le plus de potentiel de formation de bromates (essai #6), avec un taux de bromures sept fois (7x) la moyenne (Siddiqui et Amy, 1993), n'a pas produit une concentration de bromates suffisante pour dépasser la limite de détection de l'appareil, soit 2 µg/L. L'essai #3 a produit une concentration 4 µg/L mais aucune mesure des bromures n'a été effectuée pour cet essai. Cette expérience montre que les risques de formation des bromates sont faibles dans ces conditions (pH entre 6,5 et 7, dose d'ozone ≤ 16 mg-O₃/L d'eau).

4.6. Analyse comparative de quatre systèmes

Dans l'évaluation d'une nouvelle technologie, il est essentiel de la comparer à d'autres technologies qui répondent au même besoin. C'est-à-dire, tel que défini dans l'introduction de ce document : fournir de l'eau potable à partir d'une eau brute non traitée et le faire avec un appareil portatif et compact. L'analyse comparative a été effectuée en choisissant trois appareils qui répondent au même besoin que le système évalué. L'auteur a d'abord comparé plusieurs aspects de chaque système ; ceci est

présenté dans la première partie de cette section. Un sondage sous forme électronique a été effectué auprès de 20 Pourvoiries membres de la Fédération des Pourvoiries du Québec et 4 experts dans le domaine de l'environnement, pour aider à déterminer le poids de chaque aspect auprès des consommateurs et d'arriver à quantifier la satisfaction éventuelle de ces derniers envers chaque technologie évaluée. Les répondants n'avaient aucun biais par rapport à la technologie de Aquagenex. Les résultats de ce sondage sont présentés à la fin de la présente section.

4.6.1. Présentation des technologies concurrentielles

Les principales technologies qui permettent de développer des unités qui répondent au même besoin que le système à filtres et à l'ozone développé par Aquagenex sont : les systèmes à l'ozone, les systèmes à filtration par gravité et les systèmes utilisant des filtres et une désinfection par rayons UV.

4.6.1.1. Systèmes de filtration par gravité

Les systèmes de filtration par gravité utilisent le poids de la colonne d'eau dans le réservoir d'eau brute pour faire passer l'eau à travers des filtres en céramique, contenant parfois un noyau de charbon activé. Ces systèmes ne requièrent aucune source d'énergie pour fonctionner. Les deux principaux manufacturiers sont British Berkefeld et Katadyn.

Le système choisi pour la comparaison est le modèle Drip Filter avec filtre Ceradyn (charbon+céramique) de la compagnie Katadyn. Ce système a été choisi car il est représentatif des filtres à gravité présentement utilisés par les usagers en région éloignée. De plus, il possède un filtre au charbon, tout comme le système d'Aquagenex.

Une catégorie de systèmes portatifs de traitement de l'eau utilise le rayonnement ultraviolet (UV) pour effectuer la désinfection. Dans ce type de système, un ou plusieurs filtres à cartouche sont placés en amont de la chambre de contact des UV pour réduire la turbidité et améliorer l'efficacité de la désinfection subséquente. Tous ces systèmes utilisent une pompe électrique et fonctionnent en mode continu à des débits entre 0,5 et 10 L/min. Le principal manufacturier de systèmes portatifs aux UV est Aqua Sun International.

Le modèle choisi pour la comparaison est le PWP-C system de Aqua Sun International. Ce système est de taille identique au système Aquagenex et est conçu pour opérer dans les mêmes environnements et appelé à remplir des missions similaires.

4.6.1.3. Systèmes à l'ozone

Les systèmes de traitement d'eau portatifs à l'ozone disponibles sur le marché utilisent un réservoir d'eau qui sert de bassin de contact et d'entreposage de l'eau. Le type de système le plus courant est muni d'un filtre à charbon fixé à l'intérieur du réservoir. L'ozone est produit à partir de l'air et d'une ou de plusieurs lampes UV. Contrairement aux systèmes de taille supérieure, aucun pré-traitement du gaz n'est effectuée. Deux manufacturiers produisant de tels systèmes sont Blue Diamond Technologies et American Tank Company.

Le modèle choisi pour la comparaison est le PW9000 d'American Tank Company car le modèle PW9000 a sensiblement la même technologie de traitement que le système offert par Blue Diamond Technologies, mais possède une plus grande capacité de production. Ce système nécessite une pompe d'appoint pour le remplissage et la circulation de l'eau.

4.6.2. Évaluation des technologies concurrentielles

Les caractéristiques techniques de chaque technologie décrite dans la section 4.6.1 sont présentées au Tableau 4.11. Les types de filtration utilisés sont : sédiment (S), charbon (C) et membrane céramique (M).

Tableau 4.11 Caractéristiques des systèmes de traitement d'eau portatifs

Manufacturier Nom	Désinfection	Filtration Type : porosité	Capacité de production L/h	Poids Kg	Demande énerg. W	Prix approximatif \$CDN
Aquagenex, prototype	Ozone	S:10µm C: 5µm	100	18	140	2500
Katadyn, Drip filter	Microfiltration	M: 0,2µm C:0,2µm	4	3,4	aucune	350
Aqua Sun Intl PWP-C	UV	S: 10µm C: 0,5µm	222	17,3	140	2500
A.T.C PW9000	Ozone	S: 20 µm	3,1 ¹	60	200	3000

4.6.3. Définition des critères d'évaluation et classement des appareils

Une série de onze critères d'évaluation a été choisie par l'auteur pour caractériser les attentes des consommateurs pour un système de traitement d'eau à petite échelle. Ces onze critères peuvent être reliés à la performance du système de traitement de l'eau et

¹ Le fabricant recommande de ne pas utiliser plus que 25% de la capacité du réservoir/jour. Pour un réservoir de 300L (taille maximale pour être portable en petit véhicule) ceci donne 75L/d = 3,1L/h.

au type de technologie employée. Les onze critères retenus pour l'évaluation de la satisfaction d'un système de traitement d'eau sont :

Critère 1 : Portabilité (C1)

Ce critère réfère à la capacité de l'appareil à être démonté et déplacé facilement. Le type de système de traitement d'eau utilisé dans des régions éloignées, et plus précisément pour les pourvoiries du Québec, doit avoir un certain élément de portabilité pour pouvoir être facilement transporté sur les lieux et parfois utilisé dans plusieurs camps. La portabilité est a été définie par l'auteur comme fonction du poids du système, du nombre de composantes à emporter et de la complexité des branchements et du processus d'installation. Le volume du système est pris en compte au critère C8 (taille de l'appareil).

Méthodologie de l'attribution de points de portabilité :

Score de départ : 10 points

Poids : Un crédit est soustrait pour chaque 5 kg de plus que l'unité la plus légère.

Nombre de composantes : Un crédit est soustrait pour chaque composante à emporter en sus de l'unité de traitement principal.

Complexité des branchements : Un crédit peut être soustrait pour un branchement qui nécessite l'utilisation d'outils.

Tableau 4.12 Attribution des points pour le critère de portabilité (C1)

67

Manufacturier Nom	Poids (Crédit) kg	#composantes/ (Crédit)	Complexité (Crédit)	Score final
Aquagenex, prototype	18 (-2,9)	2 (-1)	0	6.1
Katadyn, Drip filter	3,4 (0)	1 (0)	0	10
Aqua Sun PWP-C	20,4 (-3,4)	2 (-1)	0	5.6
A.T.C PW9000	60 (-11,3)	2 (-1)	-2	0,0

Pour le critère de portabilité, le système Katadyn obtient donc le score le plus élevé, soit 10. Le système PW9000, avec ses multiples composantes et son réservoir d'eau volumineux et lourd, obtient le score le plus bas du groupe, soit 0¹.

Critère 2 : Capacité d'amélioration de la qualité organoleptique de l'eau traitée (goût, odeur, couleur) (C2)

Ce critère réfère à l'efficacité du système de traitement à pouvoir d'éliminer les composés responsables des goûts et odeurs parfois présents dans l'eau brute. Ce critère inclus aussi l'apparence visuelle de l'eau traitée, c'est-à-dire sa couleur. Quoique ces éléments ne soient pas nécessairement nuisibles pour la santé, la qualité d'une eau potable est souvent jugée sur son aspect visuel et son goût. La norme pour la couleur d'une eau traitée est de 15 unités de couleur vraie [UCV], (MENVQ, 2001).

¹ Aucun score négatif ne sera attribué afin de ne pas trop pénaliser un système pour un seul critère hors norme vis-à-vis les autres systèmes évalués.

Score de départ : 0 points

Adsorption: Cinq crédits sont ajoutés si le système comporte un filtre au charbon actif.

Oxydation chimique : Deux crédits sont ajoutés pour un traitement d'oxydation chimique i.e. Ozonation, chloration, iodisation, filtre oxydant. Deux crédits supplémentaires s'ajoutent s'il y a une aération de l'eau. Ceci augmente l'efficacité d'enlèvement de certains gaz tel que le H_2S .

Goût relié au résiduel : Un crédit peut être soustrait pour la présence de désinfectant résiduel dans l'eau consommée. Ceci donne une odeur et un goût à l'eau.

Tableau 4.13 Attribution des points pour le critère de qualité organoleptique de l'eau produite (C2)

Manufacturier Nom	Adsorption sur charbon (Crédit)	Oxydation / aération (Crédit)	Désinfectant résiduel dans l'eau consommée	Score final
Aquagenex, prototype	Oui (+5)	Ozone/Oui (+4)	Non (0)	9
Katadyn, Drip filter	Oui (+5)	Non (0)	Non (0)	5
Aqua Sun PWP-C	Oui (+5)	Non (0)	Non (0)	5
A.T.C PW9000	Oui (+5)	Ozone/oui (+4)	Non (0)	9

Le système d'Aquagenex obtient le score le plus élevé à égalité avec le ATC PW9000 pour le potentiel d'amélioration des qualités organoleptique de l'eau, soit 9. Le systèmes Aqua Sun et Katadyn terminent derniers avec des scores de 5.

Critère 3 : Efficacité de désinfection (C3)

Ce critère réfère à la capacité du système à éliminer tout risque d'infection par un microorganisme pathogène (bactérie, protozoaire, virus). Du point de vue de la santé, ce sont ces contaminants qui posent le plus grand risque immédiat pour le consommateur en région éloignée.

Méthodologie de l'attribution de points de l'efficacité de désinfection :

Score de départ : 0 points

Méthode de désinfection utilisée : Les crédits suivants sont donnés selon la méthode de désinfection utilisée ;

UV : 6 crédits

Ozone : 5

Halogénés : 4

Filtration 0,1µm : 3

Filtration 0,5 µm : 1

Filtration >1 µm : 0

Présence de désinfectant résiduel : 1

Les crédits de désinfection accordés sont en fonction de l'apport de chaque procédé à la désinfection selon l'auteur et non sur les données fournies par les manufacturiers qui proviennent d'expériences effectuées dans différentes conditions expérimentales, souvent favorables au système, et ne sont donc pas comparables entre eux. La désinfection UV est plus efficace pour l'ozone pour l'inactivation du

Cryptosporidium en eau froide, donc l'auteur lui attribue un score plus élevé. L'ozone est reconnu comme étant plus efficace que les halogénés pour la désinfection. Il obtient donc un crédit de 5 vs 4 pour les désinfectant tel que le chlore. La filtration peut éliminer les microorganismes selon la porosité du milieu filtrant, donc une filtration de 0,1µm obtient un score plus élevé qu'une filtration de 0,5µm qui va filtrer moins de microorganismes. Les méthodes de filtration obtiennent un score plus bas que les désinfectants chimiques car la filtration à elle seule ne garantit pas un enlèvement complet des virus et de certaines bactéries plus petites.

Tableau 4.14 Attribution des points pour le critère de l'efficacité de la désinfection
(C3)

Manufacturier Nom	Désinfectant (Crédit)	Filtration (Crédit)	Désinfectant résiduel pour stériliser contenant d'emmagasiner	Score final
Aquagenex, prototype	Ozone (+5)	5 µm (0)	Oui (+1)	6
Katadyn, Drip filter	Aucun (0)	0,1µm (+3)	Non (0)	3
Aqua Sun PWP-C	UV (+6)	0,5 µm (+1)	Non (0)	7
A.T.C PW9000	Ozone (+5)	>1 µm (0)	Oui (+1)	6

Les systèmes de Aquagenex et d'Aqua Sun ont le pouvoir de désinfection le plus élevé selon l'analyse présentée au Tableau 4.14 et obtiennent les score de 6 et 7 respectivement. Le système présentant le score le plus bas pour ce critère est le Katadyn Drip Filter.

Ce critère réfère au niveau de complexité d'opération du système de traitement. Ce critère est fonction de la technologie utilisée et du niveau d'automatisation du système. Règle générale, la simplicité d'utilisation est inversement proportionnelle aux paramètres à suivre ou à ajuster au cours du traitement. On a fait l'hypothèse qu'un système qui nécessite un plus grand contrôle de la part de l'opérateur est plus complexe à utiliser. La simplicité est normalement aussi inversement proportionnelle à la taille et à la capacité de traitement.

Méthodologie de l'attribution de crédits pour la simplicité d'utilisation:

Score de départ : 10 points

Un crédit est soustrait (-1) par paramètre à suivre au cours du traitement.

Un crédit est soustrait (-1) si le système nécessite un montage avant utilisation.

Un crédit est soustrait (-1) par filtre ou autre consommable à remplacer périodiquement.

Tableau 4.15 Attribution des points pour le critère de simplicité d'utilisation (C4)

Manufacturier Nom	Nombre de paramètres à suivre (Crédit)	Montage avant utilisation (Crédit)	Nombre d'éléments consommables	Score final
Aquagenex, prototype	2 (-2)	Oui (-1)	3 (-3)	4
Katadyn, Drip filter	0 (0)	Non (0)	1 (-1)	9
Aqua Sun PWP-C	1 (-1)	Non (0)	2 (-2)	7
A.T.C PW9000	1 (-1)	Oui (-1)	1 (-1)	7

Pour le critère de simplicité d'utilisation, le système Katadyn Drip Filter occupe le premier rang avec un score de 9. Le système d'Aquagenex, plus complexe, se classe dernier avec un score de 4.

Critère 5 : Facilité d'entretien (C5)

Ce critère réfère au niveau de difficulté ou à la fréquence de la maintenance à effectuer sur le système. Des paramètres comme la fréquence des changements de filtres, de produits chimiques ou des pièces mécaniques sont évalués. Le nettoyage des composantes et l'entreposage sont aussi des paramètres importants de l'entretien. Tout comme le critère C4, la facilité d'entretien est normalement aussi inversement proportionnelle à la taille et la capacité de traitement.

Méthodologie de l'attribution de crédits pour la facilité d'entretien:

Score du départ : 10 points

Deux crédits sont soustraits (-2) si le système nécessite un nettoyage des composantes internes.

Un crédit est soustrait (-1) si le système nécessite d'être renvoyé au manufacturier pour le changement des composantes majeures.

Un crédit est soustrait (-1) par filtre ou autre consommable qui nécessite un remplacement périodique ou à long terme (2 ans).

Tableau 4.16 Attribution des points pour le critère de facilité d'entretien (C5) 73

Manufacturier Nom	Nécessite nettoyage (crédit)	Renvoi pour entretien (crédit)	Nombre d'éléments consommables	Score final
Aquagenex, prototype	Non (0)	Oui (-1)	3 (-3)	6
Katadyn, Drip filter	Oui (-2)	Non (0)	3 (-3)	5
Aqua Sun PWP-C	Non (0)	Oui (-1)	3 (-3)	6
A.T.C PW9000	Oui (-2)	Oui (-1)	2 (-2)	5

Les systèmes d'Aquagenex et Aqua Sun terminent au premier rang pour le critère de facilité d'entretien avec un score de 6.

Critère 6 : Consommation énergétique (C6)

Ce critère réfère à l'énergie nécessaire pour opérer le système de traitement d'eau pour produire un volume d'eau donné. Pour les utilisateurs en région éloignée, ceci détermine si l'unité fonctionne sans électricité ou peut être utilisée à l'aide d'une petite génératrice, d'un accumulateur, de panneaux solaires ou d'une combinaison de ces sources d'énergie.

Méthodologie de l'attribution de crédits pour consommation énergétique:

Score du départ : 10 points

Un crédit est soustrait (-1) pour chaque 50W nécessaire pour le fonctionnement du système.

Les systèmes seront classés selon leur consommation énergétique par litre d'eau produite $W \cdot h/L$. Les crédits suivants seront attribués selon l'ordre ; premier rang, 0 crédit, deuxième rang, -1, troisième, -2, dernier rang, -3.

Tableau 4.17 Attribution des points pour le critère de consommation énergétique (C6)

Manufacturier Nom	Consommation en W (crédit)	Consommation par Litre d'eau (crédit)	Score final
Aquagenex, prototype	140 (-2,8)	1,4 $W \cdot h/L$ (-2)	5,2
Katadyn, Drip filter	0 (0)	0 $W \cdot h/L$ (0)	10
Aqua Sun PWP-C	140 (-2,8)	0,6 $W \cdot h/L$ (-1)	6,2
A.T.C PW9000	200 (-4)	64 $W \cdot h/L$ (-3)	3,0

Le système gravitaire Katadyn Drip Filter obtient le meilleur score pour la consommation électrique. Le PW9000 de A.T.C termine au dernier rang.

Critère 7 : Esthétique de l'appareil (C7)

Ce critère réfère à l'aspect visuel extérieur du système de traitement d'eau portatif. Quoique ce critère n'ait aucun impact sur l'efficacité du traitement, il peut être un élément décisif dans le choix du consommateur. Pour les usagers commerciaux tels que les pourvoiries, l'aspect du système peut avoir une influence sur la perception de la qualité du service aux yeux du client.

Étant donné la nature subjective de ce critère, l'auteur a attribué les points selon une évaluation qui tient compte de paramètres esthétiques tel que la finition du produit,

l'intégration des différentes composantes du système et de la fluidité des lignes. Le système le plus esthétique se verra attribué un score de 10, le système le moins esthétique obtiendra 4, soit 2 points de soustrait par position derrière le premier. Les photos des systèmes se retrouvent en annexe.

Tableau 4.18 Attribution des points pour le critère de l'esthétique de l'appareil (C7)

Manufacturier Nom	Score
Aquagenex, prototype	8
Katadyn, Drip filter	4
Aqua Sun PWP-C	10
A.T.C PW9000	6

Les résultats du Tableau 4.18 montre que le système Aqua Sun obtient le score le plus élevé pour le critère de l'esthétique. Le système Katadyn en dernière position principalement en raison de son allure peu sophistiquée.

Critère 8 : Taille de l'appareil (C8)

Ce critère se réfère au volume occupé par le système de traitement. Ce critère est différent du critère 1 (portabilité) car il s'agit de la taille du système et non de sa capacité à être démonté et sécuritairement transporté. Un système peut être de petite taille mais difficile à transporter. La taille est importante lorsque l'endroit d'utilisation de l'appareil est restreint, dans un véhicule par exemple.

Score de départ : 10 points

Un crédit est soustrait (-1) par position en dessous du premier rang (volume total le plus petit).

Deux crédits (-2) par tranche de 0.1 m^3 de différence de volume total avec le système au premier rang. Si la différence est inférieure à 0.1 m^3 , aucun crédit ne sera soustrait. Cet ajustement permet de pénaliser les systèmes qui ont une très grande différence de taille. Le Tableau 4.19 montre les différentes caractéristiques physiques servant à établir les scores au Tableau 4.20.

Tableau 4.19 Caractéristiques des appareils en lien avec le critère de la taille (C8)

Manufacturier Nom	Dimensions de l'appareil m	Volume de l'appareil m^3	Volume de la cuve d'entreposage m^3	Volume total m^3
Aquagenex, prototype	0,51 x 0,43 x 0,20	0,022	0,02	0,042
Katadyn, Drip filter	0,46 x 0,25 x 0,25	0,029	0,00	0,029
Aqua Sun PWP-C	0,51 x 0,43 x 0,20	0,020	0,02 ¹	0,040
A.T.C ² PW9000	0,30 x 0,20 x 0,10 + 0,20 x 0,20 x 0,41 + 0,15 x 0,15 x 0,20	0,027	0,30	0,327

¹ Une bouteille de 18 litres en plastique est utilisée.

² Le système PW9000 consiste en une unité de production d'ozone, un filtre extérieur et d'une pompe à eau.

Tableau 4.20 Attribution des points pour le critère de taille (C8)

77

Manufacturier Nom	Classement par volume total (crédit)	Cuvette de traitement séparée (crédit)	Différence de volume total versus le plus petit système (crédit)	Score final
Aquagenex, prototype	3 (-2)	Oui (-1)	0,013 m ³ (0)	7,0
Katadyn, Drip filter	1 (0)	Non (0)	-	10
Aqua Sun PWP-C	2 (-1)	Oui (-1)	0,011 m ³ (0)	8,0
A.T.C PW9000	4 (-3)	Oui (-1)	0,298 m ³ (-5,8)	0,2

Pour le critère de taille de l'appareil, le système Katadyn se classe au premier rang en raison de sa petite taille et par le fait qu'il possède un réservoir d'eau incorporé. Le système A.T.C se classe en dernier rang, son réservoir volumineux et ses multiples composantes augmentant le volume de l'appareil considérablement.

Critère 9 : Robustesse de l'appareil (C9)

Ce critère réfère à la capacité du système de traitement à supporter des conditions d'utilisation difficiles. Ceci inclus les chocs et vibrations lors du transport et du fonctionnement, les variations de température, les variations dans la source d'énergie et le fonctionnement dans un environnement hostile.

Méthodologie de l'attribution de crédits pour la robustesse:

Score de départ : 10 points

Deux crédits sont soustraits (-2) si le système contient des composantes électroniques ou fragiles, en verre par exemple.

Un crédit est soustrait (-1) si le système peut subir des dommages par une exposition à l'eau sous forme de pluie lors de son transport.

Un crédit est soustrait (-1) si le système ne comporte pas une protection contre les chocs par le transport.

Tableau 4.21 Attribution des points pour le critère de robustesse (C9)

Manufacturier Nom	Composantes électroniques ou fragiles (crédit)	Protection contre l'eau (crédit)	Protection contre les chocs (crédit)	Score final
Aquagenex, prototype	Oui (-2)	Oui (0)	Oui (0)	8
Katadyn, Drip filter	Non (0)	Oui (0)	Non (1)	9
Aqua Sun PWP-C	Oui (-2)	Oui (0)	Oui (0)	8
A.T.C PW9000	Oui (-2)	Non (1)	Non (1)	6

Le système Katadyn se classe en première position en raison de sa simplicité et de l'absence de composantes électroniques. Le système de A.T.C termine en dernière position car il ne possède aucune protection pour ses composantes électroniques.

Critère 10 : Fiabilité (C10)

Ce critère réfère à la capacité des composantes d'un système de fonctionner sans bris mécanique ou électrique. La fiabilité est affectée par la qualité des matériaux de construction, par l'assemblage et par la présence de composantes électroniques. Dans plusieurs cas, la fiabilité est inversement proportionnelle à la complexité du système de traitement.

Score de départ : 10 points

Deux crédits sont soustraits (-2) si le système contient des composantes électroniques ou fragiles, en verre par exemple.

Un crédit est soustrait (-1) par composante mécanique, un moteur électrique, vanne solénoïde.

Un crédit est soustrait (-1) si le système opère sous pression et que son fonctionnement pourrait être compromis par une fuite.

Tableau 4.22 Attribution des points pour le critère de fiabilité (C10)

Manufacturier Nom	Composantes électroniques ou fragiles (crédit)	Nombre de composantes mécaniques (crédit)	Susceptible aux fuites (crédit)	Score final
Aquagenex, prototype	Oui (-2)	3 (-3)	Oui (-1)	4
Katadyn, Drip filter	Non (0)	Non (0)	Non (0)	10
Aqua Sun PWP-C	Oui (-2)	1 (-1)	Oui (-1)	6
A.T.C PW9000	Oui (-2)	1 (-1)	Oui (-1)	6

Le système Katadyn se classe en première position en raison de sa simplicité et l'absence de toute composante électronique ou mécanique qui serait sujette à des bris éventuels. Le système le plus complexe, le système d'Aquagenex, termine au dernier rang.

Critère 11 : Capacité de production (C11)

80

Ce critère est fonction du débit de production de l'appareil. La capacité de production est un élément décisif dans l'achat d'un système de traitement de l'eau car un appareil mal dimensionné ne répondra pas aux besoins de l'utilisateur.

Méthodologie de l'attribution de crédits pour la capacité de production:

Score de départ : 10 points

Pour ce critère les systèmes seront classés selon le débit horaire maximal du système. Le système au premier rang obtiendra un score de 10 et deux crédits (-2) seront soustraits entre chaque position dans le classement.

Deux crédits (-2) supplémentaires seront soustraits si le système n'atteint pas 25% de la production journalière du système en première position.

Tableau 4.23 Attribution des points pour le critère capacité de production (C11)

Manufacturier Nom	Capacité de production <i>L/h</i>	Rang au classement (crédit)	Atteint 25% débit du système #1 (crédit)	Score final
Aquagenex, prototype	100	2 (-2)	Oui (0)	8
Katadyn, Drip filter	4	3 (-4)	Non (-2)	4
Aqua Sun PWP-C	222	1 (0)	-	10
A.T.C PW9000	3,1	4 (-6)	Non (-2)	2

Le système Aqua Sun se classe premier en raison de sa production de 222 L/h. Le A.T.C est limité à 3,1 L/h en raison de la taille maximale du réservoir et les

recommandations de son manufacturier de ne pas dépasser 25% de la capacité du réservoir par jour.

4.6.4. Évaluation d'ensemble des systèmes

Cette section présente les scores obtenus pour les différents critères dans les sections précédentes. Le score global pour chaque système est présenté au Tableau 4.24.

Tableau 4.24 Classement par l'auteur de la performance des systèmes évalués

Manufact.	Note attribuée par critère de qualité											Total (rang)
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11	
Aquagenex prototype	4,1	9	6	4	6	5,2	8	7,0	8	4	8	69,3 (3)
Katadyn Drip filter	10	5	3	9	5	10	4	10	9	10	4	79,0 (1)
Aqua Sun PWP-C	4,6	5	7	7	6	6,2	10	8,0	8	6	10	77,8 (2)
A.T.C PW9000	0,0	9	6	7	5	3,0	6	0,2	6	6	2	50,2 (4)

Les résultats du Tableau 4.24 indiquent que le Katadyn Drip Filter et le système d'Aqua Sun sont au premier rang du classement par l'auteur, en supposant que chaque critère a un poids égal. Le système d'Aquagenex se classe au troisième rang et le système de A.T.C. se retrouve en dernière place. Pour effectuer une comparaison juste, il est préférable d'attribuer un poids à chaque critère. Ceci permet de comparer

les systèmes en tenant compte de l'importance de chaque critère pour un ou des groupes d'utilisateurs. Un sondage a permis d'établir la pondération des scores pour chaque critère et est présenté dans la section suivante.

4.6.5. Résultats du sondage

Un sondage a été réalisé auprès de 200 pourvoiries membres de la Fédération des Pourvoiries du Québec [FPQ] et un groupe d'experts universitaires dans le domaine de l'environnement afin d'évaluer l'importance qu'ils accordaient à chaque critère sur une échelle de 0 à 10. Le sondage a été effectué sur Internet et les résultats tabulés dans une base de données. Le taux de participation au sondage a été de 8,5% pour les pourvoiries. Les résultats des 17 répondants opérateurs de pourvoirie et 4 chercheurs universitaires dans le domaine de l'environnement sont présentés à la Figure 4.13.

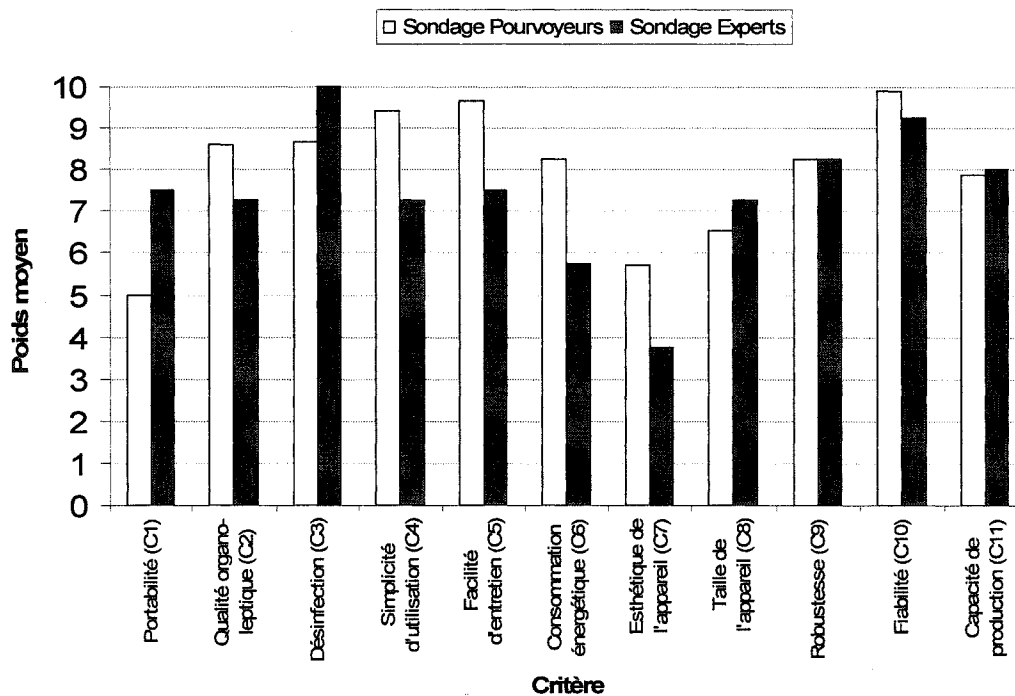


Figure 4.13 Résultats du sondage auprès des pourvoiries et des experts

Chaque répondant au sondage a classé l'importance de chaque critère (C1 à C11) sur une échelle de 10 : 10 étant très important et 0 indiquait que ce critère avait aucune importance pour le répondant. À l'aide des résultats de ce sondage il est possible de fixer un poids pour chaque critère selon le score obtenu. Les résultats de la Figure 4.13 indiquent que le critère le plus important pour les pourvoiries est la fiabilité (cote 9,88), tandis que l'opinion des experts est que la désinfection est le critère prioritaire (cote 10). Pour les deux catégories de répondants, le critère d'esthétique a peu d'importance, obtenant 5,7 et 3,8 points pour les pourvoiries et les experts respectivement. Un autre élément important pour l'analyse des résultats est l'analyse des écarts entre les cotes obtenues pour chaque critère et les maxima et minima. Les Tableau 4.25 et Tableau 4.26 présentent les données statistiques relatives au sondage effectué auprès des deux catégories de répondants.

Tableau 4.25 Variabilité des résultats du sondage auprès des pourvoiries

Critère	Moyenne	Écart type	Max	Min	% Points %
Portabilité (C1)	5,0	4,1	10	1	5,7
Qualité organoleptique (C2)	8,6	2,0	10	3	9,8
Désinfection (C3)	8,7	2,4	10	3	9,9
Simplicité d'utilisation (C4)	9,4	1,3	10	5	10,7
Facilité d'entretien (C5)	9,7	0,9	10	7	11,0
Consommation énergétique (C6)	8,2	2,5	10	3	9,4
Esthétique de l'appareil (C7)	5,7	2,9	10	1	6,5
Taille de l'appareil (C8)	6,5	3,1	10	1	7,4
Robustesse (C9)	8,2	2,6	10	1	9,4
Fiabilité (C10)	9,9	0,3	10	9	11,3
Capacité de production (C11)	7,9	1,2	10	6	8,9

Les données statistiques permettent de mieux comprendre la note globale obtenue pour chaque critère. La valeur utilisée pour calculer le score final est la moyenne. Cependant, l'écart-type peut aussi servir d'indicateur d'uniformité des réponses obtenues au sondage. Les valeurs maximales et minimales indiquent l'amplitude des réponses extrêmes pour un critère donné. Finalement, le pourcentage de points obtenus est une autre façon d'indiquer l'importance globale d'un critère.

Les données du Tableau 4.25 et du Tableau 4.26 permettent de recueillir quelques informations utiles de la part des répondants. L'écart type de 4,1 pour le critère de portabilité est le plus élevé de tous les critères, il est aussi un des quatre critères à n'avoir obtenu qu'un seul score de 1 comme minimum. Ceci nous indique que l'aspect portatif est soit très important pour un utilisateur, ou soit totalement inutile. Théoriquement, les gens ont, soit besoin d'un système portatif, soit d'un système fixe, alors compte tenu du score de 5, il est possible de déduire que les répondants pourvoiries sont partagés de manière égale sur l'importance de cet aspect.

Le critère le plus important et qui a obtenu l'écart type le plus faible est la fiabilité. Son importance est facile à comprendre, les répondants étaient majoritairement des gens propriétaires de commerces opérant dans des endroits peu accessibles. Leur situation géographique rend l'accès au service et au remplacement des pièces difficiles, ce qui aide aussi à expliquer les notes élevées obtenues pour les critères de simplicité d'utilisation (C4) et de facilité d'entretien (C5).

Le Tableau 4.26 est identique au Tableau 4.25 mais il présente la variabilité des résultats obtenus lors du même sondage auprès des experts en environnement et en traitement de l'eau. Une fois ces éléments analysés, une comparaison des deux groupes sera effectuée.

Tableau 4.26 Variabilité des résultats du sondage auprès des experts

85

Critère	Moyenne	Écart type	Max	Min	% Points %
Portabilité (C1)	7,5	1,7	10	6	9,4
Qualité organoleptique (C2)	7,3	1,7	9	5	9,1
Désinfection (C3)	10	0,0	10	10	12,5
Simplicité d'utilisation (C4)	7,3	1,3	9	6	9,8
Facilité d'entretien (C5)	7,5	1,0	9	7	9,4
Consommation énergétique (C6)	5,8	2,1	8	3	7,2
Esthétique de l'appareil (C7)	3,8	2,5	7	1	4,7
Taille de l'appareil (C8)	7,3	2,1	10	5	9,1
Robustesse (C9)	8,3	1,7	10	6	11,2
Fiabilité (C10)	9,3	1,0	10	8	11,6
Capacité de production (C11)	6,3	0,5	6	7	7,8

Le nombre de répondants pour le sondage mené auprès des experts en environnement est plus faible que pour le groupe des pourvoiries. Ceci diminue l'importance de la variabilité des résultats du Tableau 4.26 mais ces résultats méritent quand même d'être présentés. D'après les répondants experts, la désinfection (C3) est le critère le plus important. En fait, tous les répondants ont attribué une note de 10 pour ce critère. L'esthétique (C7) représente le critère le moins important pour ce groupe de répondants, 3,8 de moyenne avec un écart type de 2,5 ce qui fait de ce résultat le moins homogène.

Le Tableau 4.26 montre aussi que les répondants experts étaient plus sévères quant à l'importance attribuée à chaque critère, seulement cinq des onze critères ayant un maximum de 10, tandis que le sondage auprès des pourvoiries a produit une note maximale de 10 pour chaque critère.

La différence majeure entre les deux groupes est l'importance attribuée aux critères de fiabilité versus l'importance de la désinfection de l'eau produite. Pour les pourvoiries, les résultats du sondage indiquent que la qualité et la sécurité de l'eau produite est secondaire aux facteurs de fonctionnement de l'appareil (fiabilité, facilité d'utilisation et d'entretien). Une hypothèse pour expliquer ce résultat est que les opérateurs de pourvoirie ont pris pour acquis que tous les systèmes mis sur le marché sont sécuritaires et possèdent tous la même capacité de désinfection. Les experts ont placé la désinfection de l'eau en priorité et les autres aspects de fonctionnement en second.

Afin de déterminer s'il y a des différences statistiquement significatives entre les réponses au questionnaire par les deux groupes une analyse de type Student-t a été effectuée entre les résultats obtenus pour les experts et ceux des pourvoiries.

Tableau 4.27 Évaluation de la pertinence des données statistiques

Critère	p	Différence significative $p < 0,05$
Portabilité (C1)	0,04	Oui
Qualité organoleptique (C2)	0,11	Non
Désinfection (C3)	0,02	Oui
Simplicité d'utilisation (C4)	0,04	Oui
Facilité d'entretien (C5)	0,01	Oui
Consommation énergétique (C6)	0,18	Non
Esthétique de l'appareil (C7)	0,12	Non
Taille de l'appareil (C8)	0,30	Non
Robustesse (C9)	0,50	Non
Fiabilité (C10)	0,14	Non
Capacité de production (C11)	0,01	Oui

Les résultats de la comparaison entre les deux groupes de répondants présentés au Tableau 4.27 permettent de déterminer si les différences des réponses pour chaque critère sont statistiquement significatives. Un niveau de confiance de 5% (alpha, $\alpha=5\%$) est nécessaire pour pouvoir comparer les résultats entre les deux groupes de répondants, les pourvoiries et les experts. Les résultats démontrent que 5 des 11 critères sont significativement différents entre les deux groupes de répondants. Ces critères sont la portabilité (C1), la désinfection (C3), la simplicité d'utilisation (C4),

la facilité d'entretien (C5) et la capacité de production (C11). Ceci permet de comparer les résultats obtenus, pour ces cinq critères, entre les deux groupes et d'affirmer que les experts portent d'avantage d'importance à la désinfection que les pourvoiries. Ceci exclut aussi la possibilité de comparer entre eux les résultats des deux groupes obtenus au sondage, qui ne font pas partie de ce groupe de cinq critères.

4.6.6. Analyse de la satisfaction potentielle

Afin d'obtenir une valeur caractérisent la satisfaction potentielle pour chaque système évalué, il est nécessaire de combiner les résultats du sondage avec les notes de performance (Tableau 4.24). En effectuant le produit du poids moyen et des notes de performance, un score global pour chaque système est obtenu. Ce score tient compte à la fois des attentes et besoins des consommateurs et de la capacité de chaque système à rencontrer ces besoins.

Tableau 4.28 Résultats du classement potentiel de satisfaction

Manufacturier Nom	Score Pourvoiries	Score Experts	Écart
Aquagenex, prototype	528	476	9,7%
Katadyn, Drip filter	577	513	11,2%
Aqua Sun PWP-C	593	535	9,8%
A.T.C PW9000	428	376	12,3%

Les résultats du Tableau 4.28 démontrent l'écart entre le score obtenu par l'analyse des experts et celui des pourvoiries et le classement des systèmes pour chaque groupe de répondant. Le classement des appareils est identique pour les deux groupes, le

système Aqua Sun termine au premier rang, suivi du système Katadyn, du système d'Aquagenex et du système A.T.C. Ceci démontre que la différence entre les résultats du sondage pour les deux groupes n'a pas été suffisamment élevée pour affecter le classement final des systèmes.

En raison de la pondération, ce classement est différent du classement initial des systèmes présenté au Tableau 4.24, où le système de Katadyn a terminé au premier rang devant le Aqua Sun. Ceci est le résultat de la faible production et la désinfection moins efficace du système Katadyn versus le système Aqua Sun. Le système d'Aquagenex et le système A.T.C. conservent leurs positions dans les deux cas.

L'écart est similaire pour les quatre systèmes évalués et se situe entre 9,7% et 12,3%, et le score des pourvoiries est supérieur à celui des experts pour tous les systèmes. Les deux systèmes qui se ressemblent le plus quant aux performance et à la conception, le Aqua Sun et le système d'Aquagenex, possèdent les écarts les plus rapprochés quant aux scores obtenus pour les deux groupes de répondants 9,7% et 9,8%. Ceci est le résultat des performances et des spécifications similaires des deux systèmes. Il y a aussi un grand écart entre le score des deux premiers systèmes (Aqua Sun et Katadyn) et des deux systèmes au dernier rang (Aquagenex et A.T.C.) qui utilisent tous les deux l'ozone.

La complexité inhérente d'un système à l'ozone pourrait être responsable de cet écart, car elle affecte le score de façon négative au niveau de la facilité d'entretien, la robustesse, la fiabilité et la simplicité d'utilisation. Le classement élevé du système Katadyn aurait été différent si une production journalière du système aurait été fixée, 200 L/jour par exemple. Afin de rencontrer cette production il aurait fallu 2 systèmes gravitaires Katadyn pour rencontrer ce débit, et donc les scores pour plusieurs critères auraient été affectées par la multiplication des composantes, l'augmentation du

volume et du poids des deux systèmes. Ceci n'aurait cependant pas affecté le système Aqua Sun car sa production journalière dépasse celle du système d'Aquagenex.

Ce chapitre présente l'analyse et la discussion des résultats obtenus au cours de cette étude sur la performance et la pertinence d'un système de traitement d'eau potable portatif destiné aux petits groupes en régions éloignées. Premièrement, la performance du traitement est discutée en lien avec la qualité de l'eau produite. Deuxièmement, les différents aspects d'utilisation du système sont traités des et les besoins des usagers versus la performance du système à l'étude et les différents systèmes présentés dans l'analyse de la satisfaction sont évalués. La troisième section explore les limites de traitement et de production du système et la quatrième, les applications envisageables. La dernière section du chapitre traite des améliorations possibles du système portatif en vue des résultats obtenus et attendus d'un tel système.

5.1. Performance du traitement

Selon l'auteur et les résultats du sondage d'experts, le premier critère d'importance dans le développement d'un système de traitement d'eau est l'efficacité du traitement et sa capacité de produire une eau potable sécuritaire et salubre. Les résultats du sondage indiquent que les opérateurs de pourvoirie accordent d'avantage d'importance à la facilité d'entretien et à la fiabilité du produit. Le système devra alors respecter les critères de fiabilité et de facilité d'entretien tout en étant performant pour être à la fois accepté par les opérateurs et maintenir un niveau de traitement sécuritaire pour un système de traitement qui sera appelé à traiter des eaux dont la qualité est incertaine. Les expériences pour déterminer le facteur CT et sur la microbiologie de l'eau ont permis de caractériser les performances de la désinfection tandis que les expériences sur la turbidité ont permis de caractériser l'efficacité de la filtration, aspect important pour la désinfection.

Afin de quantifier l'efficacité de la désinfection du système, une série d'analyses microbiologiques a été effectuée sur l'eau pré et post traitement. Les résultats de ces essais se retrouvent à la section 0. Ces expériences ont démontré la capacité du système Aquagenex à éliminer les coliformes de l'eau de surface après 5 minutes de traitement pour trois des quatre essais et 2 minutes pour le dernier. Le temps d'enlèvement des coliformes au cours du traitement semble être fonction de la quantité initiale de coliformes (Figure 4.4). Il est intéressant de noter que la concentration d'ozone mesurée dans la cuve de traitement est très faible à 2 minutes et croît rapidement entre 2 et 5 minutes pour atteindre une valeur entre 0,3 et 0,4 mg/L (5 minutes). La plus grande destruction des coliformes se fait au cours des deux premières minutes de traitement où le résiduel mesuré est très bas et donc l'enlèvement devrait lui aussi être bas. L'enlèvement des coliformes par la filtration initiale n'est pas suffisant pour expliquer ce résultat, l'abattement varie de 17% à 35% des coliformes. Une explication pour ce phénomène est l'efficacité de l'ozone pour la destruction des coliformes. En fait, le CT nécessaire pour une élimination de 2 log (99%) des *E. coli* par l'ozone est de 0,02 à 5°C (Langlais et al., 1991), cette valeur sera encore plus faible aux températures plus élevées rencontrées lors des essais. Donc, théoriquement, une concentration de 0,01 mg/L d'ozone pendant deux minutes serait suffisante pour réduire les populations de coliformes à des niveaux retrouvés respectant les normes et correspondant aux résultats obtenus par nos essais. La limite de détection de l'ozone résiduel n'est pas assez basse (0,05 mg/L) pour avoir permis la mesure de cette concentration dans les premières minutes du traitement.

Le temps de traitement suggéré par le manufacturier est d'environ 10 minutes ou plus, si le résiduel de 0,4 mg/L d'ozone n'est pas atteint durant cette période. Les résultats des essais d'enlèvement des coliformes démontrent qu'un traitement de 5 minutes serait suffisant pour rencontrer les normes actuelles pour les coliformes et les

BHAA. Le prolongement du traitement ajoute un facteur de sécurité au système de traitement et évite qu'un opérateur inexpérimenté effectue un traitement partiel de l'eau. Il permet aussi une plus grande inactivation de microorganismes plus résistants comme *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia*. Ce facteur de sécurité compense l'effet de la variation de production d'ozone par le système lors des variations de températures ou des traitements séquentiels (section 4.1.2). Cependant, les essais ont été effectués en eau chaude, ce qui favorise abaisse le CT nécessaire et favorise la désinfection. Des essais en eau froide seraient nécessaires afin de déterminer l'enlèvement de ces microorganismes dans différentes conditions opérationnelles. Selon les données recueillies, une amélioration du refroidissement de l'ozoneur serait bénéfique au système, mais n'est pas essentielle pour assurer une qualité d'eau adéquate. La capacité de production d'ozone utilisant de l'oxygène sous pression rencontre les besoins d'un système de cette taille destiné à traiter des eaux de relativement bonne qualité initiale.

Les résultats d'enlèvement des coliformes par les filtres démontrent un faible pourcentage d'enlèvement, entre 17% et 35%. Le remplacement du filtre de charbon sur support de cellulose par un filtre de charbon de type comprimé avec une porosité nominale de 0,5 μm , versus celui de 5 μm présentement en utilisation augmenterait l'efficacité d'enlèvement des bactéries et protozoaires. La réduction de la turbidité serait un second avantage du filtre plus fin.

Afin de mieux évaluer l'efficacité de la désinfection du système, la concentration d'ozone a été mesurée à plusieurs reprises au cours de deux essais. À partir des résultats, il a été possible de tracer une courbe de concentration d'ozone en fonction du temps, ceci dans le but d'établir un facteur CT pour chaque essai. Pour les essais M3 et M5, les facteurs CT trouvés sont 7,7 mg·min/L et 7,5 mg·min/L respectivement. Le calcul du CT est facilité en supposant que le système opère en

mode cuvée, le temps de contact est déterminé directement par le temps de traitement. À l'aide du CT et de la température de l'eau lors du traitement il est possible de déterminer le potentiel d'inactivation du traitement, pour un microorganisme donné. Le facteur CT nécessaire diminue avec l'augmentation de la température, ce qui signifie qu'une eau froide nécessite un résiduel d'ozone plus élevé ou un temps de traitement plus long pour atteindre le même taux d'inactivation. À l'aide des équations 4.5 à 4.7, il a été possible de calculer le taux d'inactivation théorique pour un microorganisme donné. Le taux d'inactivation des virus et *Giardia* dépasse largement le 10 log d'inactivation pour les deux essais, ce qui assure un enlèvement très élevé de ces microorganismes en eaux chaudes. Pour le *Cryptosporidium*, les taux d'inactivation pour les essais ont été de 2,0 et 1,4 log. Ces valeurs sont insuffisantes pour assurer la sécurité de l'eau traitée. Pour ce type de système, un enlèvement de 3 logs serait acceptable (EPA/NSF, 2003). L'enlèvement du protozoaire *Cryptosporidium parvum* est problématique pour l'ozone à la température de la pièce et son efficacité diminue avec une baisse de température. Ceci pose des risques pour le système qui pourrait potentiellement être utilisé dans des climats nordiques avec une température d'eau en dessous de 5°C. La solution à ce problème est de physiquement filtrer les microorganismes et atteindre l'enlèvement à l'aide de la filtration au lieu de la désinfection. Un enlèvement de 99,9% des particules de 4 à 6 microns est nécessaire pour atteindre un enlèvement de 3 log pour le *Cryptosporidium*.

On suggère plus haut de remplacer le filtre au charbon actuel par un filtre avec une porosité de 0,5 µm en charbon activé compressé. Certains manufacturiers produisent des petits filtres à cartouche compatibles avec le système développé. Ces filtres procurent un enlèvement de 99,9% des kystes de *Cryptosporidium* (selon le manufacturier) et résoudraient ainsi le problème d'efficacité de filtration de l'appareil. Les désavantages de ce type de filtre sont un coût initial plus élevé et une

perte de charge plus grande, ce qui réduirait le taux de recirculation de l'appareil. Malgré ces inconvénients, l'auteur recommande fortement l'ajout de ce type de filtre au système.

Suite aux essais de croissance microbiologique effectuées sur les filtres 0,5 μm en charbon activé compressé, un effet de réduction de la biomasse a été observé lorsque ce dernier a été exposé à un résiduel d'ozone lors du traitement. Ce résultat confirme les revendications du fabricant quant à la réduction de l'activité microbienne dans les filtres (76% de réduction) par son procédé de traitement en recirculation. Cette réduction n'empêche pas la croissance microbiologique à long terme. Cependant, si le système est entreposé pendant une période prolongée, la recroissance des organismes est similaire (24% de différence de population) pour les deux groupes de filtres, ceux exposés à l'eau ozonée et ceux non-exposés à l'eau ozonée. Lors de l'utilisation régulière du système, le contrôle de la population microbienne aura comme effet de réduire la formation d'un biofilm et ainsi prolongera la vie utile du filtre de charbon, et d'une manière moins importante celle du filtre à sédiments.

La recirculation d'eau possédant un résiduel d'ozone à travers le filtre au charbon a potentiellement un effet bénéfique sur le traitement. La littérature propose un effet synergétique sur l'oxydation des composés difficilement oxydables lors de l'utilisation du charbon actif et de l'ozone simultanément (Kaptijn, *et al.*, 1995; Logemann et Annee, 1997; Delanoë *et al.*, 2001). Par contre, la promotion du mode d'action radicalaire de l'ozone sous ces conditions peut aussi avoir des effets négatifs sur la production de sous-produits d'ozonation. Ceci pourrait affecter la production de bromates qui sont partiellement réduits par l'utilisation du charbon (Kasprzyk-Horden *et al.*, 2003). Les résultats des expériences effectuées par l'auteur ne permettent pas de vérifier la présence de cet effet synergétique ni les conséquences sur la formation des sous-produits d'ozonation, mais ceci ne permet pas de minimiser

le potentiel de formation sous certaines conditions non-testées par l'auteur (pH élevé, dose d'ozone élevée, et absence de carbonates). Les effets catalytiques du charbon sur le procédé d'ozonation seront aussi affectés par l'ozonation. L'adsorption des substances présentes dans l'eau sur la surface du charbon aura pour effet de réduire la surface disponible pour la catalyse de l'ozone. Cet effet d'encrassement des filtres se propagera de l'extérieur du filtre vers l'intérieur réduisant ainsi la partie du charbon actif disponible pour la catalyse et l'adsorption. La Figure 5.1 montre la différence entre un filtre au début de son cycle d'utilisation (filtre neuf) et à la fin de son cycle (filtre usé).

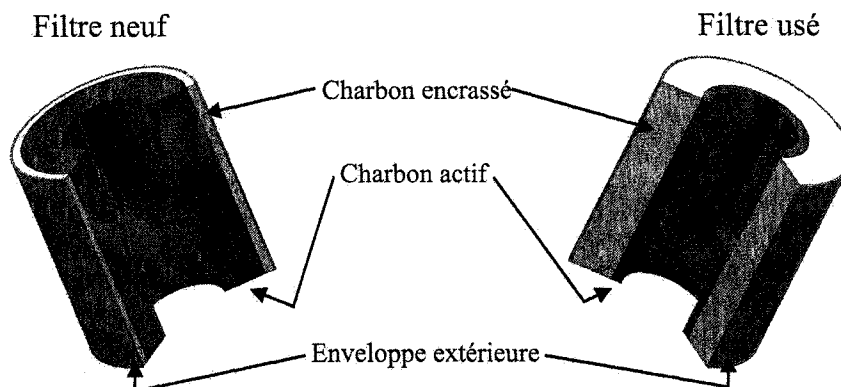


Figure 5.1 Diagramme de l'évolution du filtre au charbon lors du vieillissement

L'importance d'un remplacement régulier du filtre au charbon est illustré à la Figure 5.1 produite par l'auteur, la surface disponible à des réactions de catalyse de réduction et d'adsorption diminuant de plus en plus rapidement au cours de son utilisation. En raison de la forme cylindrique, le volume de charbon actif disponible diminue proportionnellement au carré du rayon de la zone active du charbon. Le manufacturier suggère un changement de filtres après 1500 litres d'eau traitée ou lorsque la perte de charge à travers le système dépasse 3,4 atm, le point de fermeture automatique de la pompe.

La performance du système pour la désinfection de l'eau, avec le remplacement du filtre au charbon existant par un modèle 0,5 μm , est adéquate pour assurer la production d'une eau microbiologiquement salubre. Cependant, il est important d'examiner les caractéristiques d'opération et de comparer le produit analysé avec les systèmes concurrents. À la section 0, un classement par l'auteur a été effectué en comparant le système développé avec trois autres systèmes de traitement d'eau capables d'opérer dans des conditions comparables. C'est-à-dire sans réseau d'alimentation en eau pressurisée et avec une source limitée d'électricité. De plus, chaque système devait être portable. Un système utilise la microfiltration (Katadyn Drip Filter), un autre utilise l'irradiation aux UV (Aqua Sun PWP-C) et le dernier utilise l'ozone (A.T.C. PW9000). La production journalière d'eau et le prix de chaque système varient grandement : de 3,1 à 222L/heure pour la production, à des coûts variant de 350\$ à 3300\$CDN.

Un sondage a été réalisé afin de pondérer les critères d'évaluation des systèmes. On a comparé un groupe spécifique de consommateurs de ce genre de système (pourvoiries) à un groupe d'experts en environnement et en traitement de l'eau (chercheurs universitaires). Les résultats pondérés obtenus de ces sondages ont été combinés au classement par l'auteur et un score global a été attribué à chaque système. Le système Aquagenex évalué aurait obtenu un score de 528 selon les pourvoiries et 476 selon les experts, ce qui le place en troisième position, soit 65 et 59 points respectivement en dessous du système UV de Aqua Sun qui a obtenu le meilleur score auprès des pourvoiries et experts. Cependant, les résultats ne reflètent pas adéquatement les deux éléments les plus importants, selon l'auteur, dans le choix d'un système ; la capacité de production nécessaire pour les besoins de l'utilisateur (C11) et le niveau de traitement nécessaire en fonction de la qualité de l'eau initiale (C2 et C3). Un système présenté dans cette analyse a une capacité de production restreinte (Katadyn Drip Filter), alors même si le score peut être élevé, ce système ne pourra

répondre aux besoins des utilisateurs nécessitant plus de 25 litres/jour. Il aurait été nécessaire d'introduire une précision sur la quantité d'eau journalière nécessaire auprès des pourvoyeurs et en tenir compte dans l'analyse. Il est évident que la capacité aurait peut être été rencontrée par les systèmes à production faible en multipliant le nombre d'unités, mais ceci aurait affecté négativement les scores obtenus pour plusieurs critères. Par exemple, pour atteindre la capacité de 100L/h du système Aquagenex, il faut 25 unités Katadyn, qui dans l'ensemble sont plus volumineux, lourds et ont plus de filtres à remplacer. Ces facteurs auraient pu changer de façon marquée l'analyse entre ce système (Katadyn) et les trois autres systèmes à l'étude. Ceci n'aurait pas avantage le système d'Aquagenex envers le système Aqua Sun, qui possède une capacité de production plus grande.

La qualité de l'eau brute est aussi un autre aspect important dans le choix d'un système pour un consommateur. Bien que tous les systèmes produisent une réduction des contaminants microbiologiques, leur efficacité peut être affectée par certaines propriétés physico-chimiques de l'eau brute (turbidité, composés organiques et inorganiques, couleur). Par exemple, un système UV possède certaines limites quant au niveau de la transmission de la radiation UV dans l'eau. Certains composés tels que les métaux, les sulfites, les nitrites, les phénols, la matière colloïdale ainsi que la couleur causée par la matière organique ou inorganique dissoute, peuvent réduire considérablement l'efficacité du traitement (DeMerst et Renner, 1992). Les systèmes d'Aquagenex, de Aqua Sun et de ATC ne seront pas adéquats pour traiter des eaux avec de fortes teneurs en fer ou manganèse, tandis que ces composés n'auront aucun effet majeur sur l'efficacité de la filtration du Katadyn Drip Filter.

Les systèmes utilisant seulement une filtration sur céramique possèdent aussi leurs limites. Par exemple, une eau contenant une forte concentration de matière dissoute ou des gaz dissous comme le H_2S sera désinfectée, mais la qualité de l'eau finale sera

inacceptable au niveau organoleptique en raison de l'odeur et de la capacité limitée du charbon à éliminer le contaminant.

Ces contraintes de traitement et de qualité de l'eau posent des problèmes aux systèmes de petite taille. La flexibilité du traitement du système d'Aquagenex présente un avantage quant aux types d'eau qu'il peut traiter tout en produisant une eau de qualité supérieure aux autres systèmes effectuant seulement une filtration ou une désinfection simple aux radiations (UV). Il semble donc être un système qui serait le mieux adapté à une clientèle qui se déplace fréquemment ou qui s'alimente d'un cours d'eau dont les caractéristiques varient grandement durant l'année.

La complexité du traitement de l'eau est telle qu'aucun système de petite taille peut arriver à traiter adéquatement tous les types d'eau. C'est à l'utilisateur de déterminer ses besoins en matière de traitement et de choisir le système le plus approprié.

Tous les systèmes à l'étude ont la capacité de réduire l'enlèvement de 3 logs pour le *Cryptosporidium*. Le système Aqua Sun y parvient par la désinfection aux UV jumelée à la filtration 0,5 µm. La filtration 0,2 µm nominale pour le système Katadyn permet également l'enlèvement nécessaire. Avec une augmentation du temps de traitement ou l'ajout d'un filtre 0,5 µm le système d'Aquagenex y parviendrait. Bien que plus difficile à attendre en utilisant seulement une ozonation et une filtration de 20µm, l'augmentation du temps de traitement pour le système d'ATC permettrait d'atteindre un CT suffisant pour l'enlèvement de 3 logs du *Cryptosporidium* en eau chaude.

Le Katadyn Drip Filter utilise uniquement une étape de filtration pour la désinfection, ce qui ne procure pas une protection adéquate pour les virus. Ce système sera donc à éviter lorsqu'une contamination virale pathogène de l'eau brute est possible.

Les résultats du sondage ne permettent pas de comparer les deux groupes de répondants entre eux quant aux scores accordés pour chaque critère. Le résultat du test *Student-t* démontre qu'il y a seulement cinq (5) des onze (11) critères qui sont significativement différents entre les experts et les pourvoyeurs. Le faible nombre de répondants experts pourrait être partiellement responsable de cette situation. Cependant, l'homogénéité des résultats des experts permet de supposer que les scores obtenus avec un plus grand nombre de participants aurait été similaire.

5.3. Limites du système

Les performances du système d'Aquagenex semblent satisfaire les exigences des utilisateurs d'une telle technologie quant à l'inactivation des microorganismes. Cependant, il est aussi nécessaire d'assurer la sécurité de l'opérateur et des consommateurs de l'eau produite. Le traitement à l'ozone n'est pas sans risques, les problèmes potentiels doivent être connus par le manufacturier et minimisés afin de protéger l'utilisateur.

5.3.1. Risques reliés à l'opération de l'appareil

Le danger principal de l'utilisation du système est la possibilité d'exposition à de fortes concentrations d'ozone gazeux. L'utilisation d'un générateur d'ozone à décharge électrique alimenté par un cylindre d'oxygène produit de fortes concentrations d'ozone, de plus de 70 g/Nm³. Les deux endroits du système les plus propices à produire une fuite majeure sont la connexion entre l'ozoneur et l'injecteur venturi et le bouchon situé sur la bouteille de 18 litres qui sert de réservoir pour l'eau. Les essais visant à déterminer la concentration d'ozone à proximité de l'appareil (Section 4.5) ont démontré que la norme d'exposition de 0,1 ppm n'était pas dépassée à proximité de l'appareil au cours du traitement. La limite olfactive de détection de l'ozone se situe entre 0,01 et 0,05 ppm (Miller et *al.*, 1978), il est alors probable

qu'une fuite mineure serait perçue par l'opérateur sans que cette fuite soit dangereuse. Cependant, il n'est pas possible d'évaluer la concentration de l'ozone ambiant par l'opérateur. Un analyseur d'ozone compact existe mais son coût est prohibitif. Le meilleur moyen de protéger l'opérateur est de minimiser les risques de fuites et de travailler dans un endroit très bien aéré ou de porter un masque muni de filtres au charbon. Afin de réduire les risques de fuite des connections, il serait préférable de sceller les boyaux mécaniquement (bagues métalliques) et d'utiliser un scellant de type silicone, qui a une résistance excellente à l'ozone, appliqué entre le boyau et le connecteur. Quant au bouchon utilisé pour éviter les fuites d'ozone entre la bouteille de traitement et l'extérieur, le meilleur moyen de protéger l'opérateur est également d'améliorer l'étanchéité du joint bouchon-bouteille.

5.3.2. Risques pour le consommateur de l'eau traitée

Des risques pour le consommateur d'eau traitée par le système sont induits par les sous-produits d'ozonation. Cependant, il y a deux autres cas où l'eau traitée peut être nuisible à la santé des gens qui la consomment. Le premier cas est le risque d'une désinfection incomplète de l'eau contenant des microorganismes pathogènes. Pour être efficace, le système doit atteindre un facteur CT suffisamment élevé pour assurer l'inactivation des microorganismes pathogènes. Dans le cas d'une eau difficile à traiter où l'opérateur n'ajusterait pas le temps de traitement en fonction de la demande en ozone, l'efficacité du traitement pourrait être compromise. Un moyen efficace pour prévenir cette situation est de mesurer l'ozone résiduel au milieu et à la fin de chaque traitement à l'aide d'un *test kit*. De cette façon, il est possible d'estimer le CT atteint lors du traitement. Cette approche pourrait cependant être perçue comme laborieuse par l'opérateur. Une autre alternative serait de mesurer la concentration d'ozone à un temps pré-établi après le traitement. La concentration devra rencontrer une valeur minimum d'ozone résiduel établie par le manufacturier.

Cette valeur serait déterminée par le fabricant suite à plusieurs essais sur différentes eaux naturelles afin de déterminer une valeur minimale de concentration d'ozone à atteindre pour assurer un CT adéquat. L'opérateur n'aurait à mesurer la concentration d'ozone qu'une seule fois et pourrait effectuer plusieurs cuvées en effectuant le contrôle de l'ozone résiduel périodiquement, lors d'un changement de source d'eau brute, par exemple. Cette approche, quoique moins rigoureuse, faciliterait l'utilisation du système par les usagers.

Le deuxième cas pourrait survenir lors de la consommation immédiate d'une eau à faible demande en ozone. Dans le cas d'une eau à faible demande en ozone qui est ozonée pour une période dépassant 5 minutes, un résiduel est présent pendant une période prolongée (60 minutes et plus). Le fabricant recommande à l'opérateur d'attendre que l'odeur d'ozone soit absente avant de consommer l'eau. Selon l'auteur, ceci est une méthode acceptable car les équipements de mesure commerciaux ont une limite de détection de 0,02-0,05 mg/L et que l'odeur d'ozone est perceptible dans la cuve de traitement même lorsque aucun résiduel n'est mesurable.

Les sous-produits d'ozonation représentent un risque potentiel pour le consommateur d'une eau traitée par le système. Afin de minimiser les risques associés aux sous-produits tel que les bromates et les aldéhydes, l'opérateur doit éviter de prolonger le temps de traitement inutilement et choisir l'eau brute de meilleure qualité possible, compte tenu des sources d'eau qui lui sont disponibles. Traiter l'eau claire et peu turbide d'une source plutôt qu'une eau colorée d'étang stagnant par exemple. Les essais de formation de bromates présentés à la section 4.5.2 démontrent que le système produit une eau dont la concentration en bromates ne dépasse pas 10µg/L, même en présence d'une concentration élevée en bromures. La recirculation de l'eau à travers le filtre de charbon actif pourrait avoir un effet d'abaissement des bromates

et de ses précurseurs. La littérature corrobore cette notion, mais cet effet de réduction n'est pas élevé et diminue avec le vieillissement du filtre (Bourgine et *al.*, 1993; Asami et *al.*, 1999; Kirisits et *al.*, 2000). Pour cette raison, l'auteur souligne l'importance de changer les filtres à des intervalles réguliers.

Même si le risque de production de bromates n'est pas nul, le risque pour la santé de ce composé est moindre que le risque associé aux organismes pathogènes contenus dans les eaux de surface naturelles (Havelaar et *al.*, 2000).

5.4. Applications

Les applications possibles pour le système de traitement sont déterminées par la performance du système mais aussi par ses propriétés physiques et ses limites opérationnelles. Ce type de système n'est pas conçu pour opérer en mode continu ou comme système *point of use*, c'est-à-dire pour traiter une partie de l'eau potable d'une résidence.

La capacité de production du système de 100 L/h limite aussi les champs d'applications possibles. Cependant, sa portabilité, sa demande énergétique relativement faible et son pouvoir désinfectant élevé le rendent bien adapté pour certaines applications. Des utilisateurs tels que les camps forestiers et miniers temporaires, ou des pourvoiries difficilement accessibles par véhicule terrestre pourraient bénéficier d'un système capable de traiter l'eau de surface facilement accessible. Même si l'aspect de portabilité n'a obtenu qu'un score de 5,0 (pourvoiries), pour certains usagers, ce critère pourrait faire la différence dans le choix du système. Toute application où le transport de l'eau en bouteille est problématique ou impossible serait un marché potentiel pour ce type d'appareil. Dans son état actuel, le système nécessite un opérateur avec des connaissances

techniques moyennes pour l'opération et l'entretien ou une formation dans l'utilisation d'un système de ce genre. Ceci, ainsi que son coût, limitent les possibilités d'utilisation.

Le type de procédé utilisé ne permet pas de traiter l'eau salée ou saumâtre ainsi que toute eau contenant une concentration élevée de composés organiques ou inorganiques qui ne sont pas éliminés ou réduits par la filtration, par l'adsorption sur charbon ou par l'oxydation à l'ozone. Des eaux contenant des concentrations élevées de produits tels que certains pesticides, métaux lourds, éléments radioactifs ou solvants industriels ne seront pas adéquatement traitées pour être rendues potables. Cette restriction nécessite donc une certaine connaissance des contaminants pouvant se retrouver dans une région spécifique avant de décider si le système peut y être utilisé en toute sécurité. Cependant, la flexibilité du système de filtration par cartouches donne la possibilité de modifier le type de cartouche afin de traiter certains contaminants spécifiques. Il existe présentement sur le marché des cartouches spécifiquement conçues pour traiter des composés tels que les pesticides, le plomb, les huiles et graisses et les composés organiques volatils. Ces différents filtres peuvent être installés par l'opérateur suite à une recommandation du manufacturier.

5.5. Améliorations possibles

Le système évalué était un prototype de première génération et non un modèle de production. Certaines modifications et études seront nécessaires afin d'optimiser le système et le procédé de traitement.

La première modification nécessaire est de rendre la connexion pour le bouchon et la cuve de traitement étanche. Cette problématique a été décrite à la section 5.3.1 et représente selon l'auteur l'élément de risque le plus élevé pour l'opérateur de

l'appareil. L'élimination des fuites d'ozone par le bouchon devra être faite avant que le système ne soit prêt pour l'utilisation par le public. L'élimination des fuites à l'intérieur de l'appareil est un problème plus facilement résolu par l'amélioration de l'étanchéité des joints en aval de l'ozoneur.

La consommation énergétique du système est un aspect important pour les utilisateurs opérant à partir d'accumulateurs 12 VCC. Certaines modifications à l'appareil minimiseraient sa consommation. Il y a deux manières de diminuer la consommation du système : réduire la consommation énergétique de certaines composantes ou diminuer le temps de traitement. Afin de réduire la consommation énergétique de la pompe et de l'ozoneur, une recherche des différents modèles disponibles offrant une performance similaire avec une demande énergétique moins grande pourrait diminuer la consommation totale de l'appareil.

La seconde façon de réduire la consommation demande une optimisation du système afin de réduire le temps de traitement. Réduire le temps de traitement a aussi l'effet d'augmenter la production journalière de l'appareil.

Une amélioration du transfert de masse entre l'ozone et l'eau permettrait d'atteindre une concentration d'ozone résiduelle cible en moins de temps, ce qui aurait un impact direct sur la consommation énergétique du système. Le transfert de masse est relié directement à l'efficacité de l'injection et du temps et conditions de contact entre le gaz et l'eau. Certains aspects de l'injection du mélange ont été présentés à la section 4.1.3 mais une série d'expériences portant spécifiquement sur les effets de ces composantes sur le transfert de masse serait nécessaire.

Un autre moyen de réduire le temps de traitement serait de réduire le temps de remplissage de la cuve et d'augmenter le taux de recirculation. Pour ce faire,

l'augmentation du débit de la pompe serait nécessaire, et ce, sans augmenter sa demande énergétique. Un moyen simple d'obtenir des performances accrues en utilisant la même pompe à diaphragme est de changer le type de membrane utilisée. Actuellement, la pompe utilise une membrane en Viton[®] qui est hautement résistante aux produits chimiques et à l'ozone. Elle est cependant très rigide et limite la performance du système. Selon le fabricant des membranes (Advanced Elastomer Systems, 1998), il serait possible d'utiliser une membrane de Santoprene[®] avec une eau contenant un résiduel d'ozone. Le Santoprene[®] est un mélange de terpolymère d'éthylène-propylène-diène [EPDM] et de polypropylène, ce dernier résiste bien à l'ozone et améliore la résistance du EPDM. En utilisant une membrane de Santoprene[®] au lieu d'une en Viton[®], le débit de la pompe serait améliorée sur toute la courbe de performance, grâce à sa plus grande flexibilité. Une série d'essais permettrait de déterminer l'effet réel de l'ozone dans les conditions d'utilisation de l'appareil.

Tel que vu à la section 4.1.2, l'ozonneur bénéficierait d'un refroidissement accru pour augmenter la production d'ozone. Une augmentation de la concentration de l'ozone à la sortie de l'ozonneur aurait comme effet d'améliorer le transfert de masse et de permettre des temps de traitement plus courts. Les modifications suggérées visent l'optimisation de la performance du traitement et la sécurité de l'opérateur. L'aspect de sécurité du consommateur de l'eau demande plus de recherches avant d'effectuer des modifications à l'appareil, notamment quant au contrôle des sous-produits d'ozonation et au suivi du niveau de désinfection.

Une série d'expériences, suivie d'analyses des sous-produits, notamment les bromates, devra être effectuée afin de déterminer les conditions sous lesquelles le système produit des bromates en concentration dépassant l'exigence réglementaire de 10 µg/L du MENVQ et de l'USEPA. L'effet de la concentration en précurseurs de

bromates, du pH, du carbone organique totale [COT], du dosage d'ozone ainsi que plusieurs autres paramètres sont encore inconnus pour ce type de système fonctionnant en mode recirculation.

Le suivi de la désinfection peut se faire à l'aide d'une trousse d'analyse d'ozone colorimétrique, mais un moyen demandant moins d'interprétation par l'opérateur serait souhaitable. Par exemple, une petite électrode à potentiel d'oxydo-réduction [Eh] rudimentaire et économiquement accessible permettrait au système d'indiquer automatiquement lorsque l'eau atteint un niveau de traitement satisfaisant.

Même avec un traitement microbiologique adéquat pour rencontrer les exigences réglementaires quant aux microorganismes indicateurs (coliformes totaux, fécaux et *E. coli*), la possibilité d'une recroissance microbiologique dans l'eau traitée existe et est même favorisée par l'ozonation (Janssens et *al.*, 1985, Somiya et *al.*, 1986). Une étude du taux de recroissance en fonction du résiduel atteint ainsi que la température d'entreposage serait nécessaire afin d'établir une durée de vie de l'eau traitée par le système.

Les résultats du sondage démontrent que la simplicité d'utilisation, la facilité d'entretien et la fiabilité sont les critères les plus importants auprès des usagers potentiels d'un tel système. Afin de mieux répondre aux exigences des opérateurs, une amélioration de l'ergonomie du système serait bénéfique aux yeux des opérateurs potentiels qui demandent un système facile à opérer et à maintenir. La qualité des composantes et de l'assemblage ainsi qu'une simplification du procédé aura comme conséquence d'améliorer la fiabilité du produit. La complexité innée d'un système à l'ozone limite la simplification possible du système et aussi le niveau d'entretien minimal atteignable. Afin de pouvoir offrir une alternative intéressante aux systèmes plus simples comme les filtres lents ou même les systèmes UV, il doit pouvoir offrir

une capacité de production plus élevée et se démarquer par l'efficacité et la versatilité du traitement.

L'étude de la performance et de la pertinence d'un système portatif de traitement d'eau destiné à des usagers en région éloignée utilisant comme procédé la filtration, l'adsorption sur charbon actif et l'ozonation, a permis d'arriver aux conclusions suivantes :

- La production d'eau du système (100L/h) est suffisante pour un petit groupe nécessitant un système de traitement afin de rendre potable une eau de surface ou souterraine dont la potabilité est compromise par la présence de microorganismes pathogènes.
- Les essais microbiologiques ont montré qu'un temps de traitement de 5 minutes est nécessaire pour l'élimination des bactéries coliformes et un abattement suffisant des BHAA, lors du traitement de 18 L d'eau. Un temps de traitement de 10 minutes est suggéré pour ajouter un facteur de sécurité et obtenir un coefficient CT plus élevé.
- Les résultats d'enlèvement des coliformes par filtration démontrent un pourcentage d'enlèvement entre 17% et 35%. Le remplacement du filtre de charbon sur support de cellulose par un filtre de charbon de type comprimé de 0,5 μm versus celui de 5 μm présentement en utilisation augmenterait l'efficacité d'enlèvement des bactéries et protozoaires et diminuerait la turbidité de l'eau traitée.
- Les coefficients CT obtenus au cours des essais avec suivi du résiduel d'ozone sont 7,7 mg·min/L et 7,5 mg·min/L. Le taux d'inactivation des virus et du

- *Giardia* dépasse 10 logs pour tous les essais. Pour le *Cryptosporidium*, les taux d'inactivation ont été de 2,0 et 1,4 log. Ces valeurs sont insuffisantes pour assurer la sécurité de l'eau traitée. Pour ce type de système, un enlèvement de 3 log serait acceptable (EPA/NSF, 2003). Une solution envisageable est de physiquement filtrer les microorganismes et atteindre l'enlèvement par l'utilisation d'un filtre de charbon avec une porosité de 0,5 μm .

La performance du système pour la désinfection de l'eau, avec le remplacement du filtre au charbon existant par un modèle 0,5 μm , serait adéquate pour assurer la production d'une eau microbiologiquement salubre. Ceci par l'élimination des pathogènes difficilement traités à l'ozone en eau froide ($<10^{\circ}\text{C}$).

- Les essais de formation de bromates démontrent que le système produit une eau dont la concentration en bromates ne dépasse pas 10 $\mu\text{g/L}$, même en présence d'une concentration élevée en bromures. La recirculation de l'eau à travers le filtre de charbon actif pourrait avoir un effet d'abaissement des bromates et de ses précurseurs. Cet effet de réduction pourrait diminuer avec le vieillissement du filtre. Une étude série d'expériences seraient nécessaires afin d'étudier cet aspect de la performance. Pour cette raison, l'auteur propose de changer les filtres à des intervalles réguliers. L'effet du pH et de la matière organique n'a pas été étudié.

La comparaison de quatre différents systèmes pouvant être utilisés en région éloignée a été effectuée à l'aide d'une évaluation par critères de conception jumelée à un sondage auprès de deux groupes distincts, des opérateurs de pourvoirie et des experts en environnement. Le système Aquagenex évalué dans ce mémoire a terminé en

troisième position, derrière le système UV de Aqua Sun qui a obtenu le meilleur score auprès des pourvoiries et experts et du filtre gravitaire Katadyn, deux systèmes moins complexes à opérer et à entretenir mais possédant une moins grande performance de traitement. Afin d'améliorer la qualité de cette comparaison un facteur de correction pour la production d'eau (en L/j) aurait pu être introduit. De plus, le choix du système gravitaire aurait pu être différent afin d'obtenir une meilleure corrélation entre les capacités de production des appareils. Ce sondage a permis d'exposer certains défauts du système d'Aquagenex quant à la facilité d'utilisation et à la robustesse et la fiabilité. Ces aspects devront être améliorés aux yeux des opérateurs et de l'auteur. On conclut sur ce mémoire, qui a permis d'évaluer la conception et la performance du système de traitement d'eau portatif à l'ozone pour utilisation en région éloignée. La sécurité opérationnelle et les exigences des opérateurs ont aussi été étudiées et une comparaison entre le système à l'ozone portatif et d'autres systèmes conçus pour le même rôle a été effectuée afin de situer le potentiel de la technologie du système à l'étude.

ADVANCED ELASTOMER SYSTEMS. 1998. *Ozone Resistance of Santoprene® Thermoplastic Rubber*. [Correspondance technique]. Advanced Elastomer Systems Inc. TDC00993.

ANDERSON, H.R., ATKINSON, R.W., PEACOCK, J.L, MARSONT, L., KONSTANTINOU, K. 2004. «Meta-analysis of Time-Series Studies and Panel Studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O₃)». *Report of a WHO Task Group*. Copenhagen, World Health Organization.

APHA, AWWA, WPCF. 1998 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. U.S.

ASAMI, M., AIZAWA, T., MORIOKA, T., NISHIJIMA, W., TABATA, A., MAGARA, Y. 1999. «Bromate removal during transition from new granular activated carbon (GAC) to biological activated carbon (BAC)». *Water Research*. 33(12):2797-2804.

ASHBOLT, J.N. 2004. «Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions». *Toxicology*. 198: 229-238.

AWWA 1999. *Water Quality & Treatment, A Handbook of Community Water Supplies*. 5th edition McGraw-Hill, New York.

BAO, M.L., GRIFFINI, O., SANTIANNI, D., BARBIERI, K., BURRINI, D., PANTAI, F. 1999. «Removal of bromate ion from water using granular activated carbon». *Water Research*. 33(13):2959-2970.

BOURGINE, F.P., CHAPMAN, J.I., KERAI, H., GREEN, J.G. 1993. «Ozone and the Formation of Bromate in Water Treatment». *Journal of the Institution of Water and Environment Management*. 7(6):571-576.

BRYAN, R.T., PINNER, R.W., BERKELMAN, R.L. 1994. «Emerging Infectious Diseases in the United States». *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 740:346-361.

BULL, R.J., KOPFLER, F.C. 1991. «Health Effects of Disinfectants and Disinfection By-products». AWWARF & AWWA. Denver, CO.

BURRIS, W.A., BEAMAN, C.A. 26 avril 1997. *Potable Water Purifier*. 5 p. Int. Cl. C02B 1/38. Brevet É.U. 4 019 986.

CHAIDEZ, C., GERBA, C. 2004. «Comparison of the microbiologic quality of point-of-use (POU)-treated water and tap water». *Int. J. Environ. Health Res.* 14(4):253-60.

CHAURET, C., ARMSTRONG, N., FISHER, J., SHARMA, R., SPRINGTHORPE, S., SATTAR, S. 1995. «Correlating *Cryptosporidium* and *Giardia* with Microbial Indicators». *Journal AWWA*. 87(11):76-84.

CHEN, C.C., LIN, C.E. 1996. *Anal. Chim. Acta*. p. 321, 215-218.

COLE-PARMER INC. 1999. *Cole-Parmer 1999-2000*. [Catalogue annuel du manufacturier]. p. 566.

CONRAD, W.E., CONRAD, G.H., SZYLOWLEC, T. 6 nov 2001. *Water Purifier*. Int. Cl. B01D 17/12. Brevet É.U. 6 312 588 B1.

CROUÉ, J.P., DEBROUX, J.F., AMY, G.L., AIKEN, G.R., LEENHEER, J.A. 1999. «Natural organic matter: structural characteristics and reactive properties». Formation and control of disinfection by-products in drinking water. *American Water Works Association*, p. 65-117.

DALTON, K.R., CHEESEMAN, R.J., DALTON, C.S. 4 mai 1999. *Portable Container for Purifying Drinking Water*. Int. Cl. C02F 1/78. Brevet É.U. 5 900 143.

DE ANGELO, A.B., GEORGE, M.G., KILBURN, S.R., MOORE, T.M., WOLF, D.C. 1998. «Carcinogenicity of potassium bromate administered in the drinking water to male B6C3F1 mice and F344/N rats». *Toxicol. Pathol.* 26:79-83.

DELANOË, F., ACEDO, B., KARPEL VEL LEITNER, N., LEGUBE, B. 2001. *N. J. Chemistry*. 4:229.

DEMERS, L.D. AND R.C. RENNER, R.C. «Alternative Disinfection Technologies for Small Drinking Water Systems». *AWWA and AWWARF*, Denver, CO, 1992.

EDBERG, S.C., RICE, E.W., KARLIN, R.J., ALLEN, M.J. 2000. «*Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection». *J. Appl. Microbiol. Symp. Suppl.* 88:106s-116S.

EPA/NSF-ETV. 2003. «Equipment verification testing plan for ozone and advanced oxidation processes for inactivation of microbiological contaminants». Chapter 2. NSF Int. 40CRF35.6450.

FAHEY, S.G. 13 mars 2001. *In-Transit Water Treatment System*. Int. Cl. C02F 1/78. Brevet É.U. 6 200 473 B1.

FIGUEIREDO, J.L., PEREIRA, M.F.R., FREITAS, M.M.A., ORFAO, J.J.M. 1998. «Modification of the surface chemistry of activated carbons». *Carbon*. 37:1379-1389.

FLICK, J. POMMER, L., ANDERSSON, B., NILSSON, C. 2001. «Ozone Removal in the Sampling of Parts per Billion Levels of Terpenoid Compounds: An Evaluation of Different Scrubber Materials». *Environ. Sci. Technology*. 35:1458-1462.

FRIMMEL, F.H. 1998. «Characterization of natural organic matter as major constituents in aquatic systems». *J. Contam. Hydrol.* 35 1-3, pp. 201-216.

FORNI, L., BAHNEMANN, D., HART, E.J. 1982. «Mechanism of the hydroxide ion decomposition of ozone in aqueous solution». *J. Phys. Chem.* 86:255-259.

GERBA, C.P., ROSE, J.B., HAAS, C.N. 1996. «Sensitive populations: who is at the greatest risk?». *Int. J. Food Microbiology*. 30:113-123.

GUROL, M., SINGER, P. 1982. «Kinetics of ozone decomposition: a dynamic approach». *Sci. Tech.* 16:377-383.

HAVELAAR, A.H., DE HOLLANDER, A.E., TEUNIS, P.F., EVERS, E.G., VAN KRANEN, H.J., VERSTEEGH, J.F., VAN KOTEN, J.E., SLOB, W. 2000. «Balancing the risks and benefits of drinking water disinfection: disability adjusted life-years on the scale». *Environ. Health Perspect.* 108(4):315-321.

HELLMAN, Goran. 18 août 1987. *Water Treatment System*. Int. Cl. C02F 1/52. Brevet É.U. 4 687 574.

HEYOUNI, A., ROUSTAN, M., DO-QUANG, Z. 2002. «Hydrodynamics and mass transfer in gas-liquid flow through static mixers». *Chemical Engineering Science*. 57:3325-3333.

HORST, M. 1982. «Removal of the Residual Ozone in the Air After the Application of Ozone». *Ozonation Manual for Water and Wastewater Treatment*. ed. W.J. Masschelein. John Wiley and Sons Inc., New York.

HIROAKI, M., TAKAHIKO, S., HISAMITU, N., YOUKI, O., HIDEAKI, K., KATSUMI, S. 1992. «Aldehydes as Mutagens Formed by Ozonation of Humic Substances». *The Science of the Total Environment*. 114:205-231.

HUANG, C.P., DONG, C., TANG, Z. 1993. *Waste Management*. 13:361.

HUCK, P.M., ANDERSON, W.B., ANDREWS, S.A., SLAWSON, R.B., CAMPER, A.K. 1996. «Evaluation of biodegradable components of natural organic matter during drinking water treatment and distribution». *Proceedings of IWSA Natural organic matter workshop*. 18-19.9. 380 p.

HUNTER, P.R., WAITE, M., RONCHI, I. 2002. «Drinking Water and Infections Disease: Establishing the Links». IWA Publishing, London.

JANSSENS, J.G. 1985 «Ozone Enhanced Biological Activated Carbon Filtration and its Effect on Organic Matter Removal and in Particular on AOC Reduction». *Wtr. Sci. Tech.* 17:6/7:1055.

JUN, Y., BAOZHEN, W. 1989. «Efficacy and mechanism of removal of organic substances from water by ozone and activated carbon». *Proceedings of the 14th*

Biennial Conference of the Int. Ass. on Water Pollution Research and Control. 21(12):1735-1737.

JUNTGEN, H., KUHL, H. 1989. «Chemistry and Physics of Carbon». Thrower, P.A., ED. New York, vol 22 p. 145.

KAPPUS, K.D., LUNDGREN, JR., R.G., JURANEK, D.D., ROBERTS, J.M., SPENCER, H.C. 1994. «Intestinal Paratism in the United States: Update on a Continuing Problem». *Am. J. Trop. Hyg.* 50:705-713.

KAPTIJIN, J.P., PLUGGE, M.F.C., ANNEE, J.H.J. 1995. «Proceedings of the 12th Ozone World Congress». *IOA*. Lille, France, 15-18.

KASPRZYK-HORDERN, B., ZIOLEK, M., NAWROCKI, J. 2003. «Catalytic ozonation and methods of enhancing molecular ozone reaction in water treatment». *Applied Catalysis B: Environmental.* 46:639-669.

KINDHAUSER, M.K. 2003. «Global defense against the infections disease threat». *Communicable Diseases 2002*. World Health Organization, Geneva.

KIRISITS, M.J., SNOEYINK, V.L. KRUITHOF, J.C. 1998. «Reduction of bromate by granular activated carbon». *Proceedings of the 1998 National Conference on Environmental Engineering*. Chicago IL.

KIRISITS, M.J., SNOEYINK, V.L., KRUITHOF, J.C. 2000. «The reduction of bromate by granular activated carbon». *Water Research*. 34(17):4250-4260.

KLAASSEN, C.D. 1996. *Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons*. 5th edition, McGraw-Hill, 875-877.

KOGELSCHATZ, U. 1988. «Advanced ozone generation». *Process technologies for water treatment*, Plenum Publishers, New York, pp. 87-120.

KUROKAWA, Y., AOKI, S., MATSUSHIMA, Y., TAKAMURA, N., IMAZAWA, T., HAYASI, Y. 1986. «Dose-Response Studies in the Carcinogenicity of Potassium Bromate in F344 Rats After Long-Term Oral Administration». *Journal of National Cancer Institute*. 77:977.

LANGLAIS, B., D.A. RECKHOW, BRINK, D.R. 1991. *Ozone in Water Treatment : Application and Engineering*. AWWARF et Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

LARUS, Julius. 19 sept. 1972. *Contertop Water Purifier*. Int. Cl. B01D 35/02. Brevet É.U. 3 692 180.

LECHEVALIER, M.W., NORTON, W.D., LEE, R.G. 1991. «Giardia and Cryptosporidium spp. in filtered drinking water supplies». *Applicated Environmental Microbiology*. 58:2617-2621.

LECLERC, H., SCHWARTZBROD, L., DEI-CAS, E. 2002. «Microbial agents associated with waterborne diseases». *Crit. Rev. Microbiol.* 28:371-409.

LEGUBE, B., PARINET, B., GELINET, K., BERNE, F., CROUE, J.P. 2004. «Modelling of bromate formation by ozonation of surface waters in drinking water treatment». *Water Research.* 38:2185-2195.

LOGEMANN, F.P., ANNEE, J.H.J. 1997. «Water treatment with a fixed bed catalytic ozonation process». *Water Science Tech.* 35:353.

MARSH, Harry. 1989. *Introduction to Carbon Science*. Butterworth, London. 321 p.

MARSHALL, M.M., NAUMOVITZ, D., ORTEGA, Y., STERLING, C.R. 1997. «Waterborn Protozoan Pathogens». *Clinical Microbiology Reviews*. American Society of Microbiology. 10:1.

MASSCHELEIN, W.J. 1998a. «Ozone Generation: Use of Air, Oxygen or Air Simpsionized with Oxygen». *Ozone Science & Engineering.* 20:191-203.

MASSCHELEIN, W.J., BLAICH, L., LANGLAIS, B., THIEBEN, E., BELL, J., READING, A. 1998b. «Ozone Science & Engineering Special Issue on Quality Assurance in Ozone Practice». *Ozone Science & Engineering.* 20:433-487.

MASSCHELEIN, W.J. 1991. *Ozone et Ozonation des eaux*. 2^e édition, Lavoisier Tech. et Doc. 400 p.

MATSUDA, H., TAKAHIKO, S., NAGASE, H., OSE, Y., KITO, H., SUMIDA, K. 1992. «Aldehyde as mutagens formed by ozonation of humic substances». *The Science of the Total Environment*. 114:205-213.

MAUGROVER, R.H., MCEACHERN, D.H. . 27 june 1995. *Modular Ozone Water Treatment Apparatus and Associated Method*. 14 p. Int. Cl. C02F 1/78. Brevet É.U. 5 427 693.

MIETTINEN, I.T., VARTIAINEN, T., NISSINEN, T., TUHKANEN, T., MARTIKAINEN, P.J. 1998. «Microbial growth in drinking waters treated with ozone, ozone/hydrogen peroxide or chlorine». *Ozone Science & Engineering*. 20:303-315.

MILLER, G.W., RICE, R.G., ROBSON, C.M., SCULLIN, R.L., KUHN, W., WOLF, H. 1978. «An assessment of ozone and chlorine dioxide technologies for treatment of municipal water supplies». *US Environmental Protection Agency Report No. EPA-600/2-78-147*. Washington, D.C : US Government printing Office.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC [MENVQ]. 2003. Guide de conception des installations de production d'eau potable. In *Site du MENVQ*. [En ligne]. <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>. (consulté décembre 2003).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC [MENVQ]. 2001. *Règlement sur la qualité de l'eau potable*. c. Q-2, r.18.1.1. Éditeur officiel du Québec.

NWACHCUKU, N., GERBA, C.P. (2004). «Emerging Waterborne Pathogens: Can We Kill Them All?». *Current Opinion in Biotechnology*. 15:175-180.

OEHLSCHLAEGER, H.F. 1978. «Reactions of ozone with organic compounds». In. R.G. Rice, J.A. Cotruvo (Eds). *Ozone/chlorine dioxide oxidation products of organic material*. Pp. 20-37. Cleveland: Ozone Press International.

OPIC (Office de la propriété intellectuelle du Canada). 2004. In *Site du OPIC*. [En ligne]. <http://www.strategis.ic.gc.ca>. (consulté août 2004).

OSHA (Occupational Safety & Health Administration). 2003. «Limits for Air Contaminants». Standards 29 CFR, 1910.1000TABLE Z-1.

RADER, G., MUSTAKIS, M., GROSZ-ROLL, F., MAUGWEILER, W. 1989. «Better adsorption? Try a static mixer». *Chemical Engineering*. 137-142.

RAKNESS, K., GORDON, G., LANGLAIS, B., MASSCHELEIN, W.J., MATSUMOTO, N., RICHARD, Y., ROBSON, C. M., SOMIYA, I. 1996. «Guideline for Measurement of Ozone Concentration in the Process Gass From an Ozone Generator». *Ozone Science & Engineering*. 18:209-229.

SANCHEZ-POLO, M., RIVERA-UTRILLA, J. 2003. «Effect of the ozone-carbon reaction on the catalytic activity of activated carbon during the degradation of 1,3,6-naphtalenetrisulphonic acid with ozone». *Carbon*. 41:303-307.

SIDDIQUI, M., AMY, G. 1993. «DBPs formed during ozone-bromide reactions in drinking water treatment». *J. Amer. Water Works Assoc.* 85:63-72.

SIDDIQUI, M., ZHAI, W., AMY, G., MYSORE, C. 1996. «Bromate ion removal by activated carbon». *Wat. Res.* 30(7):1651-1660.

SOMIYA, I. 1986. «Biodegradability and GAC Adsorbability of Micropollutants by Pre-ozonation». *Ozone Science & Engineering.* 8:1:11.

SOTELO, J., BELTRAN, F., BENITEZ, F. 1987. «Ozone decomposition in water: kinetic study». *Ind. Eng. Chem. Res.* 26:39-43.

STAEHELIN, J., BÜHLER, R.E., HOIGNÉ, J. 1984. «Ozone Decomposition in Water Studied by Pulse Radiolysis 2, OH and HO₄ as Chain Intermediates». *J. Phys. Chem.* 88:5999-6004.

TERAN, A.J., WOOD, R.G., SAMAD, N.A., DIAZ, C.V., MAGIACAPRA, L.V., AGRIMOND, LLC. 7 juin 2001. *Ozone cleaning operation*. Int. Cl. D06F 039/08. Brevet É.U. 6,598,431.

TOMIYASU, H., FUKUTOMI, H., GORDON, G. 1985. «Kinetics and Mechanism of Ozone Decomposition in Basic Aqueous Solution». *Inorganic Chemistry.* 24:2962-2966.

TRAVERSAY, C., BONNARD, R., ADRIEN, C., LUCK, F. 2000. «Static mixer : a reactor for the ozone process». Proceedings of the international specialized symposium IOA-fundamental and engineering concepts for ozone design-Toulouse. 155-161.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY [USEPA]. 1999. «National primary and secondary drinking water regulations: Analytical methods for

chemical and microbiological contaminants and revisions to laboratory certification requirements». *Red. Regist.* 64:67449-67467.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY [USEPA]. 2002. «Method 1604: Total Coliforms and *Escherichia coli* in Water by Membrane Filtration Using a Simultaneous Detection Technique (MI Medium)». EPA-821-R-02-024. USEPA. Washington D.C. 18 p.

USPTO. (United States Patent and Trademark Office). 2003. In *United States Patent and Trademark Office Homepage*. [En ligne]. <http://www.uspto.gov>. (Consulté août 2004)

VALDÉS, H., SANCHEZ-POLO, M., RIVERA-UTRILLA, J., ZAROR, C.A. 2002. «Effect of Ozone Treatment on Surface Properties of Activated Carbon». *Langmuir*. 18:2111-2116.

VIDIC, R.D., SORIAL, G.A., PAPADIMAS, S.P., SUIDAN, M.T., SPETH, T.F. 1992. «Effect of molecular oxygen on the scaleup of GAC adsorbers». *J. Amer. Water Works.* 84(8):98-105.

VON GUNTEN, U., HOIGNÉ, J. 1994. «Bromate formation during ozonation of bromide-containing waters : interaction of ozone and hydroxyl radical reactions». *Envir. Sci. Technol.* 28:1234-1242.

VON GUNTEN, U. 2003. «Ozonation of drinking water : part II. Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chloride». *Water Res.* 37(7):1469-1487.

WIN, Y.Y., KUMKE, M.U., SPECHT, C.H., SCHINDELIN, A.J., KOLLIPOULOS, G., OHLENBUSCH, G., KLEISER, G., HESSE, S., FRIMMERL, F.H. 2000. «Influence of oxidation of dissolved organic matter (DOM) on subsequent water treatment processes». *Water Research*. 34(7): 2098-2104.

ZHANG, L. 2000. «Mathematical simulation of fluid flow in gas-stirred liquid systems». *Modelling Simul. Mater. Sci. Eng.* 8:462-476.

ANNEXE 1: RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

Temps <i>min</i>	Coli. Tot <i>UFC/100ml</i>	E. Coli <i>UFC/100ml</i>	BHAA <i>UFC/100 ml</i>	Turbidité <i>uTN</i>	pH	Temp. °C
Brute	138	0	700	2.5	6	19.8
0	106	1	-	0.6	-	-
2	23	0	-	-	-	-
5	0	0	-	0.6	6	20.2
10	0	0	0	0.5	6	20.2

Annexe 1.2. Résultats de l'essai M2 sur l'eau du lac Watshishou

Temps <i>min</i>	Coli. Tot <i>UFC/100ml</i>	E. Coli <i>UFC/100ml</i>	BHAA <i>UFC/100 ml</i>	Turbidité <i>uTN</i>	pH	Temp. °C
Brute	113	1	300	0.9	6.7	20.2
0	92	0	-	0.9	5.9	20.5
2	0	0	-	-	-	-
5	0	0	-	0.5	5.6	20.7
10	0	0	0	0.6	5.4	20.8

Temps <i>min</i>	O ₃ <i>mg/L</i>	Turbidité <i>uTN</i>	pH	Temp. °C
Brute	-	2.3	5.9	20.8
0	-	0.8	5.9	20.8
2	0	0.8	5.8	20.7
5	0.4	0.8	5.3	20.8
10	0.7	0.8	5.1	21
12	0.6	-	-	-
15	0.4	-	-	-
20	0.2	-	-	-
25	0.1	0.8	5	20.9

Annexe 1.4. Résultat de l'essai M4 sur l'eau du lac Lisette

Temps <i>min</i>	Coli. Tot <i>UFC/100ml</i>	E. Coli <i>UFC/100ml</i>	BHAA <i>UFC/100ml</i>	Turbidité <i>uTN</i>	pH	Temp. °C	O ₃ <i>mg/L</i>
Brute	650	24	-	1.6	6.4	21.6	-
0	540	24	600	1.3	6.4	22.4	-
2	178	16	600	1	6.3	22.5	0
5	0	0	-	0.9	6.1	22.6	0.05
10	0	0	3	0.9	5.9	23	0.05
15	0	0	-	0.8	5.8	23.1	0.05
20	0	0	1	1	5.7	23.4	0.5
25	-	-	-	1	5.6	23.7	0.1

Annexe 1.5. Résultat de l'essai M5 sur l'eau du lac Watshishou

Temps <i>min</i>	Coli. Tot <i>UFC/100ml</i>	E. Coli <i>UFC/100ml</i>	BHAA <i>UFC/100ml</i>	Turbidité <i>uTN</i>	pH	Temp. °C	O ₃ <i>mg/L</i>
Brute	332	0	200	0.73	6.11	17.3	-
0	216	0	-	0.87	6.09	17.7	-
2	38	0	-	0.7	6.04	18.3	0
5	0	0	0	0.93	6.01	18.3	0.3
10	0	0	-	1	5.96	18.4	0.7
15	-	-	-	-	-	-	0.4
20	-	-	-	-	5.84	18.4	0.3

ANNEXE 2: EXEMPLES DE CALCULS

Équation de modélisation du destructeur d'ozone Carulite®

$$\% \text{ Destruction d' ozone} = \frac{100}{[1 + EXP(F)]} \quad (\text{Éq. 4.2})$$

Sous-équation pour la modélisation du destructeur d'ozone

$$F = -0,87 + 0,22x_1 - 2,16x_2 - 0,74x_3 + 0,018x_4 + 0,018x_5 \quad (\text{Éq. 4.3})$$

Variables affectant la performance du catalyseur Carulite®

Symbole	Description de la variable
x_1	$1000 / (T+25)$
x_2	$\ln (RT - 0,03) + 1,4$
x_3	LV
x_4	RH - 67
x_5	$[x_2][x_4]$
T	Température en °C
RT	Temps de résidence en secondes
LV	Vitesse linéaire en pi/sec
RH	Humidité relative en % @ 23°C

T : La température est fixe à 22°C

RH : L'humidité relative de l'air sortant de la cuve est de 85% à 23°C

LV : La vitesse linéaire est fonction du débit de gaz et de l'aire libre d'une section du tube rempli de catalyseur

Un essai montre que les pastilles de catalyseur occupent 60% du volume total du tube. Le tube a un diamètre de 0,015 m, donc une section de tube a une aire de $7,1 \times 10^{-4} \text{ m}^2$. L'aire effective du tube est 40% de cette valeur, soit $2,8 \times 10^{-4} \text{ m}^2$.

Le débit est $0,5 \text{ L/min} = 8,3 \times 10^{-3} \text{ L/sec}$ ou $8,3 \times 10^{-6} \text{ m}^3/\text{sec}$

Le débit (Q) divisé par l'aire effective donne la vitesse linéaire :

$$Q/A = LV$$

$$LV = 2,9 \times 10^{-2} \text{ m/sec} = 0,01 \text{ pi/sec}$$

RT : Le temps de résidence est calculé en divisant la longueur par la vitesse linéaire.

Un tube de 10 cm de catalyseur a été utilisé pour les essais de destruction de l'ozone.

$$RT = 0,10 \text{ m} / (2,9 \times 10^{-2} \text{ m/sec}) = 3,4 \text{ secondes}$$

En utilisant l'équation 4.3 la valeur de F peut être calculée :

$$F = -3,0$$

L'équation 4.2 est ensuite utilisée pour déterminer le pourcentage de destruction de l'ozone, on obtient:

$$\% \text{ destruction} = 99,9 \%$$

Annexe 2.2. Calcul du CT par intégration de la polynomiale

Équation de la courbe polynomiale moyenne : $y = -0,0064x^2 + 0,1459x - 0,2168$

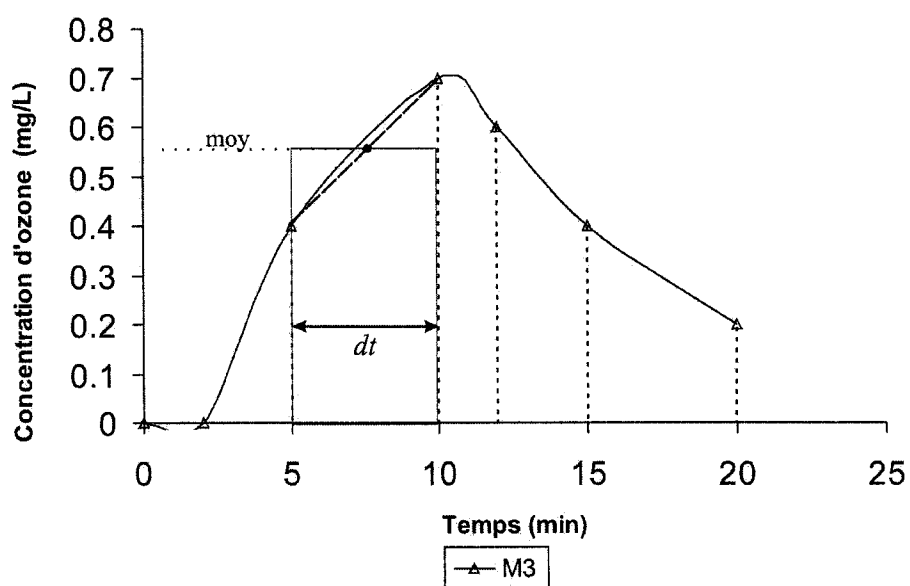
L'aire sous la courbe représente le facteur CT

$$\text{Aire} = \int_0^{20} (-0,0064x^2 + 0,1459x - 0,2168) dx$$

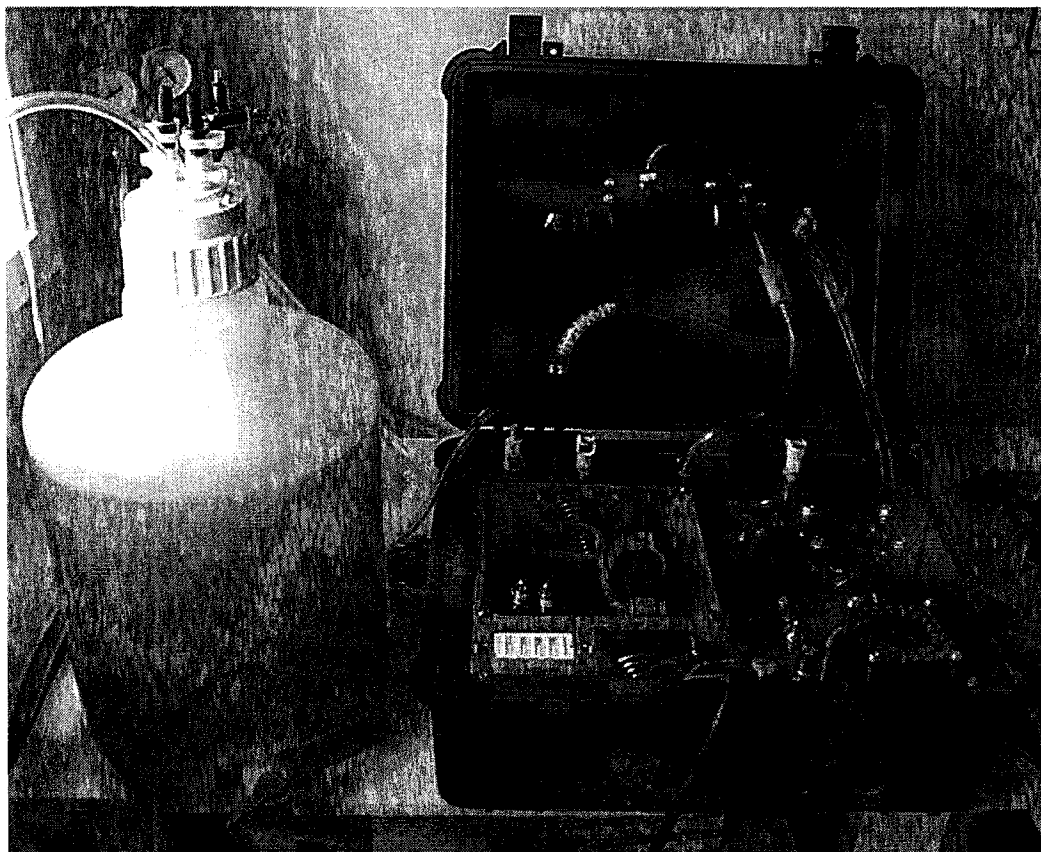
L'évaluation de cette intégrale entre 0 et 20 minutes donne la valeur de CT pour cette période de temps, soit : $CT = 7,8 \text{ mg.min/L}$

L'aire de la courbe est calculée en effectuant la sommation des aires calculées par la multiplication de la moyenne de la concentration entre deux points, multipliés par l'intervalle de temps entre ces deux points.

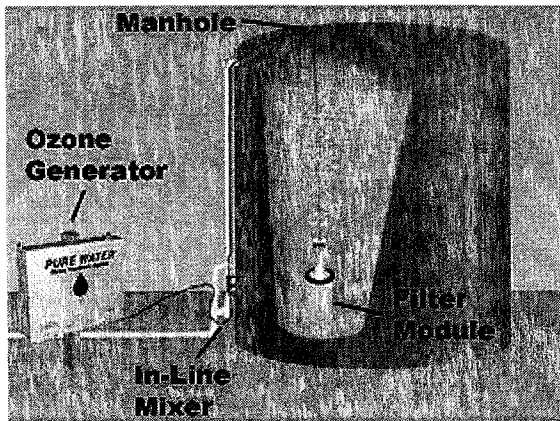
$$CT = \sum [\bar{O}_3] \cdot dt$$



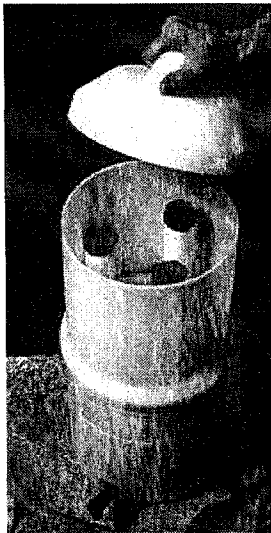
ANNEXE 3: PHOTOS DES SYSTÈMES DE TRAITEMENT



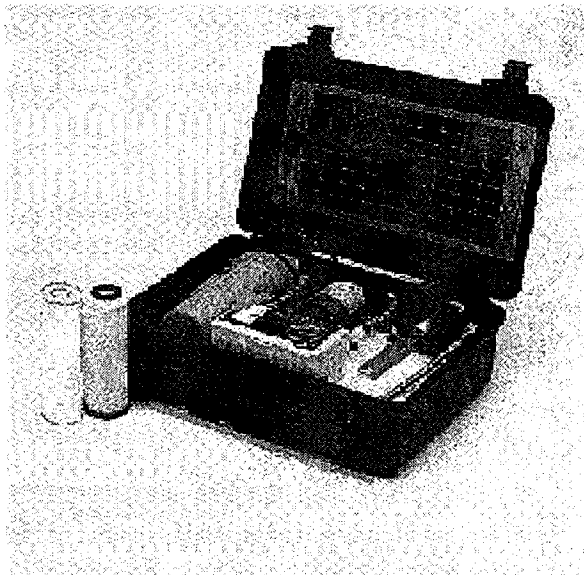
Prototype d'Aquagenex



PW9000 de A.T.C



Drip filter de Katadyn



PWP-C de Aqua Sun Intl.