UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU À TRAVERS LES FILTRES BICOUCHES SABLE-ANTHRACITE: IMPACT DE DIFFÉRENTES CONDITIONS D'OPÉRATION

JOSEFINA DE LA TORRE DIAZ

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES

(GÉNIE CIVIL)

MARS 2000

© Josefina de la Torre Díaz, 2000

National Library of Canada
Bibliothèque nationale du Canada

Acquisitions and Bibliographic Services
Acquisitions et services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

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

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

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

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

0-612-53567-3

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DE L'EAU À TRAVERS LES FILTRES BICOUCHES SABLE-ANTHRACITE: IMPACT DE DIFFÉRENTES CONDITIONS D'OPÉRATION

présenté par: DE LA TORRE DIAZ Josefina

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

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

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., président

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

M. KOUDJONOU Boniface, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. LAVOIE Jean, M.Sc.A., membre

DÉDICACE

Je dédie ce mémoire à mes parents qui m'ont toujours supportée et m'ont encouragée à atteindre mes objectifs. Malgré l'éloignement, j'ai pu compter sur leur soutien pour réaliser mes études de maîtrise.

Je dédie mon mémoire également à mes sœurs, Norma, María Eugenia et Mónica, que j'aime et j'admire pour leurs multiples qualités.

REMERCIEMENTS

Quel que soit le projet envisagé, l'objectif final ne peut être atteint qu'avec la participation, directe ou indirecte, des personnes qui nous entourent.

Pour cette raison, j'aimerais remercier Michèle Prévost et Raymond Desjardins de m'avoir acceptée au sein de l'équipe de recherche de la Chaire en Eau Potable de l'École Polytechnique. J'apprécie particulièrement les connaissances transmises par leur expérience professionnelle et par leur enseignement.

Je voudrais exprimer toute ma gratitude envers Boniface Koudjonou qui m'a guidée et encouragée au cours de tout le projet. Sa générosité et son expérience m'ont permis de surmonter les étapes plus difficiles de mon projet.

Je remercie également les partenaires de Ville de Laval de nous avoir donné accès à leurs installations. Je voudrais particulièrement exprimer ma reconnaissance à Chantal Morissette qui a été très impliquée dans la planification et le suivi du projet. J'apprécie sa disponibilité et ses commentaires toujours pertinents. Je ne voudrais pas omettre de remercier les opérateurs de l'usine Pont-Viau qui ont été impliqués, d'une façon ou d'une autre, dans le déroulement du projet. Je remercie spécialement la collaboration de Gilles Quesnel et de Alain Bertrand.

Je souligne la participation au projet de Luc Arnaud qui s'est adapté sans aucune difficulté au rythme du projet. Non seulement son travail a été essentiel pour

l'avancement du projet mais sa bonne humeur et sa sympathie ont aussi créé une belle ambiance de travail.

Je désire remercier également tous les membres de l'équipe de la Chaire en Eau Potable de l'École Polytechnique, particulièrement Jacinthe Mailly et Josée Coallier pour leur aide technique.

Je tiens à remercier Pierre, Nicole et Karine Fontaine qui m'ont accueillie comme un vrai membre de leur famille; leur support est très précieux pour moi.

Je voudrais exprimer ma gratitude et mon amour à Thierry Fontaine qui a vécu avec moi chacune des étapes du projet et m'a motivé à poursuivre mon travail de recherche.

Je ne pourrais pas nommer tous les amis que j'ai rencontrés ici au Québec, mais je les remercie de s'être intéressés à mon projet et d'avoir saisi l'importance qu'il a signifié pour moi.

Enfin, je voudrais remercier l'organisme du Mexique, "Consejo Nacional de Ciencia y de la Tecnología" (CONACYT), qui m'a supportée financièrement afin de pouvoir réaliser mes études à l'École Polytechnique de Montréal au Québec (Canada).

RÉSUMÉ

Une bonne qualité de l'eau de consommation est essentielle à la sécurité de la santé publique. Au cours des dernières années, des épidémies causées par la présence des *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia* dans l'eau de consommation ont été signalées avec des impacts sanitaires considérables. Ces parasites étant résistants à la désinfection, l'optimisation du traitement conventionnel s'avère nécessaire. L'objectif de notre étude est l'optimisation de l'enlèvement physique lors de l'étape de filtration sur matériau granulaire. Elle a été réalisée sur de filtres bicouche sable-anthracite de l'usine de production d'eau potable Pont-Viau à Laval (Québec).

Plusieurs stratégies de lavage et de remise en service ont été testées afin d'améliorer la performance des filtres. D'une part, l'impact du lavage sur la qualité de l'eau filtrée a été étudié en faisant varier le temps du brassage à l'air (5 et 10 minutes) et le temps du rinçage à l'eau (9 et 15 minutes). D'autre part, les conditions de remise en service des filtres ont consisté à faire une combinaison entre un arrêt après le lavage (0, 15 ou 30 minutes), une filtration à l'égout (0, 2 ou 5 minutes) et une ouverture graduelle de la vanne de filtration (0, 10 ou 20 minutes). L'ensemble de ces combinaisons ont été réparties sur les filtres 10, 11, 12 et 13 de l'usine Pont-Viau. Les paramètres suivis à l'eau décantée, à l'eau filtrée et à différentes profondeurs du matériau filtrant sont la turbidité, le nombre de particules, le nombre de spores de bactéries sporulantes aérobies (BSA) et les pertes de charge.

À la lumière des résultats obtenus, les conditions actuelles de lavage (5 minutes de brassage à l'air et 9 minutes de rinçage à l'eau) utilisées à l'usine sont convenables pour le bon fonctionnement des filtres. Par ailleurs, les résultats ont également montré l'importance de définir la durée du rinçage à l'eau par rapport à la durée du brassage à l'air. Le rinçage à l'eau devra être suffisamment long pour éliminer les particules détachées lors du brassage à l'air.

Cependant, les différents essais de remise en service des filtres ont permis de constater que le fonctionnement actuel de l'usine (filtration à l'égout pendant 2 minutes) peut être amélioré en utilisant certaines des stratégies évaluées. Par exemple, un arrêt temporaire des filtres après le lavage contribue à réduire d'environ 20 % le nombre de particules cumulées pendant la phase de maturation par rapport à une remise en service non précédée d'un arrêt. La stratégie de remise en service graduelle est également bénéfique si elle n'est pas directement précédée d'une filtration à l'égout.

La filtration à l'égout réduit la durée de la phase de maturation. Cette dernière peut même être éliminée pour une filtration à l'égout suffisamment longue; cependant la productivité des filtres est alors affectée.

Les meilleures stratégies de remise en service sont celles qui évitent les à-coups hydrauliques. Ainsi, un arrêt temporaire des filtres après le lavage suivi d'une remise en service graduelle ou une simple remise en service graduelle permettent d'améliorer la performance des filtres à la remise en service.

D'autre part, l'analyse du fonctionnement des quatre filtres de conception identique a révélé des performances non équivalentes, surtout pendant la phase de maturation. L'analyse des caractéristiques granulométriques des quatre filtres a confirmé ces différences. Ceci suggère la nécessité d'un suivi de la qualité de l'eau filtrée de chaque filtre individuellement.

Quant aux paramètres de contrôle utilisés, la turbidité et les comptes de particules ont montré des sensibilités différentes. Le seuil de détection des compteurs de particules utilisés est de 2 μm; cette limite rend le compte de particules moins sensible que la mesure de la turbidité pendant la phase de maturation. En effet, la fin du lavage semble être caractérisée par la présence d'une proportion importante de fines particules, non détectables par les compteurs mais qui sont prises en compte lors de la mesure de la turbidité. Cependant, les comptes de particules se sont avérés plus sensibles aux variations de la qualité de l'eau filtrée que la mesure de la turbidité pendant le reste du cycle de filtration.

Les spores de BSA ont présenté une tendance similaire à celle de la turbidité. Cependant, leur concentration dépend des conditions climatologiques et les faibles valeurs obtenues à l'eau filtrée montrent que la portée de cet outil de contrôle de la qualité de l'eau filtrée et de la performance des filtres est limité.

ABSTRACT

The control of drinking water quality is essential to protect public health. In the recent years, drinking water has been implicated in the transmission of several outbreaks of *Cryptosporidiosis* and *Giardiosis*. Because of pathogen resistance to disinfection, drinking water treatment optimisation is necessary. The objective of this study was to optimise filtration performance in terms of physical particle removal during water treatment. The experimental work was carried out at the Pont-Viau (Laval, Quebec) drinking water treatment plant using sand-anthracite filters.

Several backwashing and start-up strategies were tested to determine the impact on filtered water quality. During a first phase, backwashing conditions were modified applying 5 and 10 minutes to the air scour or 9 and 15 minutes to the water wash. During a second phase, start-up strategies consisted in combining delayed start after backwashing (0, 15, or 30 minutes), filtration to waste (0, 2 or 5 minutes) and slow start (0, 10 or 20 minutes). Measurements of turbidity, particle counts, aerobic spore-forming bacteria and head loss were made at the filter influent, filtered water and several depth within the filter media.

The current backwashing conditions in application at Pont-Viau plant (5 minutes of air scour and 9 minutes of water wash) are appropriate. Our results indicate that the water wash duration is directly linked with air scour duration. Water wash must be long enough to eliminate detached particles from filter media by air scour.

Filters performance could be optimised by changing the current start-up conditions (filtration to waste during 2 minutes). Total cumulative particle counts during ripening period is reduce about 20 % when using delayed start-up after backwashing. A better filter performance is also observed using slow start up if no filtration to waste is preceded. Filtration to waste reduces the ripening period and a longer duration of the filtration to waste can even eliminate it. However, filter productivity is then reduced.

Best results are obtained with start-up conditions that avoid hydraulic surges. Filter performance is optimised when a delayed start is combined with a slow start. A slow start alone also proved to be a viable solution.

The design of the four filters in this study is the same. However, one of them performs differently, especially during ripening period. Particle size analysis of the filter media confirmed the different performances observed. This suggests that an individual control of each filter should be considered.

Turbidimeters and particle counters sensibility is different. Because of the counter particle limit detection (2 to 800 μm), this instrument is limited and its sensibility is lower than turbidimeters during ripening period. Indeed, backwashing produces an important portion of small particles that are not detected by particle counters. On the other hand, particle counters are more sensitive than turbidimeters to detect quality fluctuations during the whole filter run after the ripening period.

Aerobic spore-forming (ASF) bacteria and turbidity presented a similar evolution. However, ASF levels depend on weather conditions and low concentration was obtained in filtered water. Consequently, this methodological characteristic limits the use of ASF as a routine monitoring tool of filtered water quality.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE IV

REMERCIEMENTS V

RÉSUMÉ VII

ABSTRACT X

TABLE DES MATIÈRES XIII

LISTE DES TABLEAUX XVI

LISTE DES FIGURES XVIII

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS XXI

CHAPITRE I: INTRODUCTION 1

CHAPITRE II: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE 5

2.1. Mise en contexte 5

2.2. Micro-organismes pathogènes dans l'eau de consommation 9

2.2.1. Principales caractéristiques des Cryptosporidium et des Giardia 10

2.3. La filtration 13

2.3.1. Caractéristiques générales et fonctionnement des filtres 13

2.3.2. Critères d'optimisation des filtres 18

2.3.2.1. Le lavage 20

2.3.2.2. La remise en service 23

2.4. Quelques paramètres usuels de contrôle de la qualité du traitement 26

2.4.1. La turbidité 27

2.4.2. Les comptes de particules 28

2.4.3. Les bactéries sporulantes aérobies (BSA) 30

CHAPITRE III: PRÉSENTATION DES INSTALLATIONS ET DE LA DÉMARCHE EXPÉRIMENTALE 32

3.1. L'usine de production Pont-Viau 33

3.2. Description des conditions normales d'opération 38

3.3. Méthodes de mesures de la qualité de l'eau 38

3.3.1. La turbidité 39

3.3.2. Les comptes de particules 40

3.3.3. Le dénombrement des bactéries sporulantes aérobies (BSA) 41

3.3.4. Les pertes de charge 43

3.4. Description des stratégies de lavage et de remise en service 44

3.4.1. Stratégies de lavage 44

3.4.2. Stratégies de remise en service 45

CHAPITRE IV: RÉSULTATS ET DISCUSSION 51

4.1. Fonctionnement des filtres à l'usine de Pont-Viau 51

4.1.1. Équivalence des filtres 51

4.1.2. Évaluation des paramètres de remise en service normale des filtres à l'usine Pont-Viau 56

4.1.3. Évolution de la qualité de l'eau filtrée au cours d'un cycle de filtration 59

4.1.3.1. La phase de maturation 59

4.1.3.2. Suivi journalier du cycle de filtration 61

4.2. Sensibilité des paramètres de contrôle 64

4.2.1. Comparaison entre la turbidité et le compte de particules 64

4.2.2. Les bactéries sporulantes aérobies (BSA) 76

4.3. Impact de différentes conditions d'opération des filtres 79

4.3.1. Le lavage 80

4.3.2. La remise en service 85

4.3.2.1. Impact d'un arrêt temporaire des filtres sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 87

4.3.2.2. Impact de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 92

4.3.2.3. Impact d'une remise en service graduelle des filtres sur la qualité de l'eau filtrée 97

4.3.3. Impact des variations hydrauliques sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 100

4.4. Autres facteurs pouvant affecter la qualité de l'eau filtrée 103

4.4.1. Influence de la qualité de l'eau décantée 103

4.4.2. Dosage des produits chimiques en amont de la filtration 108

CHAPITRE V: CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 112

5.1. Principales conclusions 112

5.2. Recommandations et perspectives 116

RÉFÉRENCES 120

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1.1. Normes physico-chimiques et microbiologiques définies par la USEPA 7

TABLEAU 2.2.1.1. Valeurs minimales de C.T pour l'inactivation de *Cryptosporidium parvum* par l'ozonation 12

TABLEAU 2.3.1.1. Évolution de la durée de la phase de maturation: revue bibliographique sommaire 18

TABLEAU 3.1.1. Caractéristiques de l'eau brute à l'usine Pont-Viau 34

TABLEAU 3.1.2. Caractéristiques des filtres 10, 11, 12 et 13 de l'usine Pont-Viau 35

TABLEAU 3.3.2.1. Spécifications des compteurs de particules HACH 1900 WPC 41

TABLEAU 3.4.1.1. Stratégies de lavage appliquées sur les filtres 10, 11, 12 et 13 de l'usine Pont-Viau 45

TABLEAU 3.4.2.1. Plan statistique suivi, généré par Statistica (StatSoft®) 47

TABLEAU 3.4.2.2. Description des cycles de filtration effectués 48

TABLEAU 4.1.1.1. Comparaison entre les filtres 10, 11, 12 et 13 à la remise en service 52

TABLEAU 4.2.2.1. Limites de confiance pour les comptes de BSA 78

TABLEAU 4.2.2.2. Variation du nombre de BSA selon les périodes de l'année 79

TABLEAU 4.3.2.1. Description des stratégies de remise en service des filtres réalisées 86

TABLEAU 4.3.2.2. Pourcentages d'eau de procédé selon les conditions d'opération 95

TABLEAU 4.4.2.1. Impact du dosage des produits chimiques sur la qualité de l'eau traitée 110

TABLEAU 5.2.1. Description des expériences complémentaires 117

LISTE DES FIGURES

FIGURE 2.3.1.1. Caractéristiques de la qualité de l'effluent d'un filtre après le lavage 16

FIGURE 3.1.1. Disposition des prises d'échantillonnage sur les filtres 12 et 13 de l'usine Pont-Viau 37

FIGURE 4.1.1.1. Performance des filtres 10, 11, 12 et 13 à l'Usine Pont-Viau 53

FIGURE 4.1.1.2. Variation des caractéristiques granulométriques en fonction de la profondeur dans les filtres 10, 11, 12 et 13 de l'Usine Pont-Viau 55

FIGURE 4.1.2.1. Qualité de l'eau filtrée à l'égout après un lavage 58

FIGURE 4.1.3.1. Évolution typique des comptes de particules au début du cycle de filtration (cycle No.22) à l'usine Pont-Viau 60

FIGURE 4.1.3.3. Évolution moyenne de la qualité de l'eau dans le matériau filtrant pour un cycle complet 62

FIGURE 4.2.1.1. Évolution de la turbidité et du nombre de particules au début d'un cycle de filtration 65

FIGURE 4.2.1.2. Contribution des particules à la turbidité de l'eau filtrée selon la taille 67

FIGURE 4.2.1.3. Pourcentages de la contribution de chaque gamme de taille de particules à la turbidité de l'eau filtrée 69

FIGURE 4.2.1.4. Évolution du nombre et des proportions de particules par gamme de tailles à la remise en service 71

FIGURE 4.2.1.5. Évolutions comparées des comptes de particules et de la turbidité au début du cycle No.38 73

FIGURE 4.2.1.6. Évolution du nombre et des proportions de particules par gamme de tailles après la phase de maturation 74

FIGURE 4.2.2.1. Comparaison de l'évolution de la turbidité et des comptes de BSA 77

FIGURE 4.3.1.1. Impact de la durée du brassage à l'air sur la phase de maturation 82

FIGURE 4.3.1.2. Impact de la durée du rinçage à l'eau sur la phase de maturation 84

FIGURE 4.3.2.1. Impact d'un arrêt sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 88

FIGURE 4.3.2.2. Impact de la durée d'un arrêt sur la turbidité dans le matériau filtrant à la remise en service 90

FIGURE 4.3.2.3. Impact de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 93

FIGURE 4.3.2.4. Impact de la durée de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 94

FIGURE 4.3.2.5. Impact de la remise en service graduelle sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service 98

FIGURE 4.3.3.1. Schémas des profils hydrauliques au cours de différentes stratégies de remise en service 101

FIGURE 4.4.1.1. Influence de la qualité de l'eau décantée sur la qualité de l'eau filtré 104

FIGURE 4.4.1.2. Variations cycliques du nombre de particules à l'eau décantée et à l'eau filtrée 106

FIGURE 4.4.2.1. Variation de la qualité de l'eau filtrée selon les doses de coagulant.. 108

LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

A: arrêt temporaire des filtres

B: brassage à l'air

BSA: bactéries sporulantes aérobies

CAG : charbon actif granulaire

E: filtration à l'égout

ED: prise d'échantillonnage de l'eau décantée

EF: prise d'échantillonnage de l'eau filtrée (à 103 cm de profondeur)

E_1: prise d'échantillonnage à 4 cm de profondeur dans l'anthracite

E_2: prise d'échantillonnage à 9 cm de profondeur dans l'anthracite

E_3: prise d'échantillonnage à 19 cm de profondeur dans l'anthracite

E_4: prise d'échantillonnage à 39 cm de profondeur dans l'anthracite

E_5: prise d'échantillonnage à 55 cm de profondeur dans l'anthracite

E_6: prise d'échantillonnage à 73 cm de profondeur dans le sable

ESWTR: Enhanced Surface Water Treatment Rule

G: ouverture graduelle de la vanne de filtration

R: rinçage à l'eau

SIS: Statistica for Industrial Systems

SPD: sous-produits de désinfection

SWTR: Surface Water Treatment Rule

TSB: Trypticase Soy Broth

TTC: Trihényl Tetrazolium Chloride

USEPA: United-States Environmental Protection Agency

UTN: Unité de turbidité néphélémétrique

CHAPITRE I

INTRODUCTION

La présence de micro-organismes pathogènes dans l'eau de consommation, tels que les *Cryptosporidium parvum* et les *Giardia lamblia*, est une cause importante de maladies d'origine hydrique. Les traitements conventionnels qui comprennent l'étape de la clarification (coagulation-floculation, décantation, filtration) et l'étape de la désinfection doivent assurer l'enlèvement de ces pathogènes afin de protéger la santé publique.

Le degré d'infection élevé des *C. parvum* et des *G. lamblia* (Schaub et Roberson, 1996) ainsi que leur résistance aux désinfectants les plus couramment utilisés mènent à contrôler et à optimiser le traitement afin de maintenir la meilleure qualité d'eau traitée. Dernièrement, les efforts d'optimisation de la performance du traitement sont concentrés sur l'étape de la filtration. En effet, la filtration correspond à la dernière étape d'enlèvement physique avant l'étape de la désinfection. Toutefois, la désinfection est toujours nécessaire comme barrière de sécurité dans le traitement de l'eau potable.

En général, au cours d'un cycle de filtration (période entre deux lavages d'un filtre), la dégradation de la qualité de l'eau filtrée se présente notamment au début et à la fin du cycle de filtration et donc le risque d'infection augmente pendant ces deux périodes. Après le lavage d'un filtre, le matériau filtrant est déstabilisé ce qui laisse passer plus de turbidité, de particules et de micro-organismes pendant une période appelée phase de maturation. Ainsi, Bellamy *et al.*, (1993) ont constaté que la qualité de l'eau filtrée diminue au cours des 15 à 30 premières minutes du cycle de filtration.

La qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation dépend en partie des conditions de lavage et de remise en filtration suite à un lavage.

Hall et Croll, (1997) ont observé que la qualité de l'eau filtrée à la remise en service des filtres est affectée par le type de lavage appliqué. De la même façon, la performance des filtres au début du cycle de filtration se trouve affectée par la durée du lavage (Colton *et al.*, 1996).

D'autre part, dans les usines de traitement, une partie de l'eau produite pendant la phase de maturation est couramment refoulée à l'égout afin de réduire le volume d'eau de moins bonne qualité envoyé à la réserve et par conséquent dans le réseau de distribution. Bucklin *et al.*, (1988) considèrent que l'ouverture et la fermeture des vannes de la filtration à l'égout induisent des variations de débit qui peuvent entraîner le décrochage des particules déposées dans les tuyaux. Ainsi dans ces études il a été suggéré que l'augmentation de la turbidité et la présence de bactéries après le lavage peuvent être minimisées plus facilement par le contrôle des variables du traitement que par la filtration à l'égout.

La qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation est liée à l'expansion du matériau filtrant, provoquée lors du lavage. Un arrêt temporaire des filtres après le lavage permet au matériau filtrant de se tasser et par conséquent les résidus de lavage se redéposent sur le matériau filtrant. De cette façon, un arrêt temporaire du fonctionnement des filtres après le lavage assure une meilleure rétention du nombre de particules à la remise en service (Baird et Hillis, 1998).

Hall et Croll, (1997) et Colton *et al.*, (1996) ont démontré dans leurs études que les différentes conditions d'opération des filtres affectent directement la qualité de l'eau filtrée. Dans ces deux études il a été observé une amélioration de la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation en appliquant une remise en service graduelle après le lavage. Hall et Croll, (1997) remarquent que malgré la réduction de la pointe du nombre de particules, la remise en service graduelle ne permet pas son élimination complète. Ces résultats sont consistants avec les résultats obtenus par Colton *et al.*, (1996) qui considèrent que le nombre de particules demeure élevé malgré l'amélioration observée.

Afin d'optimiser le fonctionnement des filtres rapides sable-anthracite, nous avons effectué une étude sur quatre filtres de l'usine Pont-Viau à Laval (Québec). Plusieurs stratégies de lavage et de remise en service ont été testées en analysant la variation de la turbidité, le nombre de particules et le nombre de bactéries sporulantes aérobies à l'effluent des filtres ainsi qu'en profondeur dans le matériau filtrant. Cette étude a comme but de déterminer la condition d'opération des filtres qui puisse améliorer la qualité de l'eau filtrée au cours de la période critique du cycle de filtration suite à un lavage.

L'ensemble de cette étude est présenté en quatre étapes principales. Tout d'abord, les conditions actuelles d'opération des filtres de l'usine Pont-Viau sont analysées permettant de déterminer l'équivalence des filtres étudiés. De la même façon, la stratégie de remise en service actuelle, les caractéristiques de la phase de maturation ainsi que le comportement des filtres à la fin du cycle de filtration sont présentées au cours de l'étude.

D'une autre part, la turbidité, le compte de particules et le dénombrement de BSA sont comparés afin de connaître la sensibilité de la mesure de chacun de ces paramètres et obtenir un meilleur contrôle de la qualité de l'eau filtrée.

En ce qui concerne les conditions d'opération des filtres, la durée du lavage et 18 stratégies de remise en service ont été étudiées. L'impact des conditions d'opération des filtres sur la qualité de l'eau filtrée est donc présenté.

Finalement, des facteurs indépendants au fonctionnement des filtres sont aussi analysés dans cette étude.

CHAPITRE II

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1. Mise en contexte

Le traitement et la distribution d'eau potable ont pour objectif de fournir au consommateur une eau de bonne qualité. Les normes de qualité des eaux potables sont principalement basées sur des caractéristiques physiques, chimiques et microbiologiques de l'eau qui relèvent en général de l'aspect sanitaire. Dans la plupart des cas, les caractéristiques organoleptiques (goût, couleur, odeur) font plutôt appel à l'aspect esthétique de l'eau sans un impact sanitaire direct prouvé.

La qualité de l'eau au robinet du consommateur relève d'une approche intégrée qui combine la ressource en eau, le traitement à l'usine et l'évolution de l'eau dans le réseau de distribution. La protection de la ressource (Edzwald et Kelly, 1998; Karanis *et al.*, 1998), la bonne opération des ouvrages de purification ainsi qu'un bon entretien du réseau de distribution sont donc indispensables pour répondre à l'objectif qualité (Bernhardt et Clasen, 1995).

Quelle que soit la qualité de la ressource, l'usine de traitement d'eau potable doit assurer la production d'une eau qui répond aux normes physico-chimiques et microbiologiques. Le tableau 2.1.1. présente quelques-unes des principales normes physico-chimiques et microbiologiques définies par l'agence américaine de protection de l'environnement (USEPA). Toutefois la USEPA définit les performances du traitement par rapport à la qualité de la ressource. Ainsi dans le cadre de la Enhanced Surface Water Treatment Rule

(ESWTR) l'agence a réglementé l'enlèvement de *Cryptosporidium parvum* et de *Giardia lamblia* entre 3 et 6 log à l'eau filtrée en fonction de la contamination initiale à l'eau brute (USEPA, 1994).

Tableau 2.1.1. Normes physico-chimiques et microbiologiques définies par la USEPA

CONTAMINANT			
PHYSICO-CHIMIQUE	CMAP[1] (mg/L)[3]	CMA[2] (mg/L)[3]	OBSERVATIONS
Aluminium	-	0,05 à 0,2	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA
Chlorure	-	250	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Cuivre	-	1	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Fluorure	-	2	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Fer	-	0,2	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Manganèse	-	0,05	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
pH	-	6,5 à 8,5	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Argent	-	0,10	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Sulfate	-	250	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Solides totaux dissous	-	500	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
Zinc	-	5	Considéré comme norme secondaire recommandée par la EPA.
MICROBIOLOGIQUE	CMAP[1]	CMA[2]	OBSERVATIONS
Giardia lamblia	zéro	TT[4]	Le traitement doit assurer 99,9% d'enlèvement ou d'inactivation
Legionella	zéro	TT[4]	Pas de limite mais la EPA suppose que lorsque Giardia et virus sont inactivés Legionella sera contrôlée
Coliformes totaux (incluant coliformes fécaux et *E. Coli*)	zéro	5%	Il ne doit pas y avoir de coliformes dans plus de 5% des échantillons prélevés. Chaque échantillon qui contient des coliformes totaux doit être analysé pour les coliformes fécaux. **Il ne doit pas avoir des coliformes fécaux.**
Virus (entérique)	zéro	TT[4]	Le traitement doit assurer 99,99% d'enlèvement ou d'inactivation

1 Concentration Maximale Acceptable Provisoire
2 Concentration Maximale Acceptable
3 Mesure en mg/L sauf indication contraire
4 D'après le traitement appliqué-niveau de la performance de la technique

En règle générale, une filière conventionnelle de traitement d'eau potable combine des procédés physiques de clarification (coagulation, décantation, filtration) et des procédés chimiques de désinfection. L'ensemble de ces étapes doit être conçu de façon à obtenir la meilleure qualité d'eau traitée afin de protéger la santé publique.

La présence de micro-organismes très résistants à la désinfection (bactéries sporulantes aérobies, kystes, oocystes, virus) de même que la formation de sous-produits de désinfection (SPD) à l'usine et dans le réseau de distribution représentent un défit constant aux producteurs d'eau potable. Dans les dernières années, l'élimination des oocystes de *Cryptosporidium parvum* et des kystes de *Giardia lamblia* est devenu un objectif majeur dans le traitement de l'eau potable. En effet, ces protozoaires ont été à l'origine d'importantes épidémies hydriques (Herwaldt *et al.*, 1992; Lisle et Rose, 1995; McKenzie *et al.*, 1994; Richardson *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1995) de plus ils sont résistants aux désinfectants couramment utilisés en eau potable (Edzwald et Kelly, 1998). Ainsi, Rennecker et al., (1999) ont analysé l'inactivation de *Cryptosporidium parvum* par l'ozonation. Les auteurs ont déterminé les valeurs minimales de CT pour l'inactivation de ces micro-organismes pathogènes, par exemple pour un enlèvement de 3 log à une température de 15°C la valeur correspondante au CT est 13,8 $mg.min.L^{-1}$ (voir tableau 2.2.1.1)

Dans l'industrie de production d'eau potable, une tendance se dessine de plus en plus vers une réduction massive des doses d'oxydant utilisées en désinfection finale, voire une élimination totale, le cas échéant (Hambsch, 1998; Hannoun, 1998; van der Kooij et van

Lieverloo, 1998). Dès lors, l'étape de désinfection est considérée comme une barrière de sécurité complémentaire, le maximum du crédit de l'élimination des organismes pathogènes étant dorénavant attribué aux traitements physico-chimiques (coagulation, floculation, décantation et filtration).

2.2. Micro-organismes pathogènes dans l'eau de consommation

Une grande variété d'agents infectieux sont impliqués dans les épidémies hydriques tels que les bactéries *Yersinia enterocolitica*, *Legionella* (McFeters, 1990), *Salmonella*, *Shigela*, les virus comme *Picornaviridae* (entérovirus 72) responsable de l'hépatite A et *Entérovirus*. Également, des protozoaires tels que *Entamoeba hystolitica*, *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia* sont des micro-organismes responsables d'importantes épidémies d'origine hydrique (Halsay et LeClerc, 1993). Les maladies gastro-entérites d'origine virale provoquées par l'organisme *Rotavirus* sont bien connues depuis plusieurs années. Quelques épidémies ont été documentées dont celle survenue en 1977 en Suède avec 3172 cas d'infection détectés en deux semaines (Lycke *et al.*, 1978) et d'autres aux États-Unis à Georgetown, TX, avec 13000 cas d'infection en juin 1980 et au Royaume Uni en 1981 avec 257 cas détectés. (Craun, 1986).

Au cours des dernières années, un effort considérable de recherche a été entrepris sur deux protozoaires, *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* en raison de leur étiologie dans diverses épidémies d'origine hydrique (Craun, 1991). Aux États-Unis les plus grandes épidémies de cryptosporidiose ont été détectées en 1984 à Braun Station,

TX avec 2000 cas d'infection, en 1987 dans le Comté de Caroll, GA avec 1200 cas d'infection et en 1992 dans le Comté de Jackson Ore. avec 1500 cas d'infection (Solo-Gabriele et Neumeister, 1996). L'épidémie déclenchée en avril 1993 à Milwaukee, Wis. demeure toutefois la plus grave de l'histoire des États-Unis avec environ 403 000 cas d'infection (Fox et Lytle, 1996; McKenzie *et al.*, 1994; Solo-Gabriele et Neumeister, 1996). L'expérience des pays susmentionnés a motivé la recherche au niveau international (États-Unis, Canada, Australie, Communauté Européenne) sur ces organismes pathogènes même si aucune autre épidémie de cette ampleur n'a été signalée par la suite (Karanis *et al.*, 1998).

2.2.1. Principales caractéristiques des *Cryptosporidium* et des *Giardia*

Cryptosporidium parvum et *Giardia lamblia* sont les protozoaires responsables de la cryptosporidiose et de la giardiose chez l'être humain (Lisle et Rose, 1995). Ces deux maladies se manifestent par des diarrhées avec un risque accru chez les immuno-déficients (Solo-Gabriele et Neumeister, 1996).

Les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia* se trouvent dans les fèces des mammifères, incluant l'être humain. Leur transmission peut se faire lors de contacts avec les animaux, par contact inter-personnel ou bien par l'ingestion de nourriture ou d'eau contaminées par les matières fécales (Juranek, 1995; Karanis *et al.*, 1998).

Ces deux protozoaires peuvent vivre longtemps en eau froide (Karanis *et al.*, 1998). De plus, ils possèdent un pouvoir infectieux très élevé. La dose infectieuse est évaluée à seulement 10 oocystes de *Cryptosporidium* ou de 20 à 30 kystes de *Giardia* (Schaub et Roberson, 1996).

Les caractéristiques de ces protozoaires empêchent une bonne efficacité d'élimination dans la filière de production d'eau potable. En effet, leur petite taille (4 à 7 µm pour les oocystes de *Cryptosporidium* et de 5 à 15 µm pour les kystes de *Giardia*) rend plus difficile leur rétention dans les ouvrages de clarification (van Duser *et al.*, 1996). En outre, leur résistance à la désinfection réduit considérablement l'efficacité de l'inactivation chimique (Edzwald et Kelly, 1998; Rose *et al.*, 1991). Le tableau suivant compare les CT d'inactivation requis pour *Cryptosporidium parvum*.

Tableau 2.2.1.1. Valeurs minimales de C.T pour l'inactivation de *Cryptosporidium parvum* par l'ozonation (Rennecker *et al.*, 1999).

Inactivation [$-\log_{10}(N/N_0)$]	CT [$mg.min.L^{-1}$]						
	0.5°C	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C	30°C
0.5	20.1	11.3	6.08	3.34	1.87	1.07	0.62
1.0	32.7	18.4	9.88	5.43	3.05	1.74	1.01
1.5	45.3	25.4	13.7	7.52	4.22	2.41	1.40
2.0	57.9	32.5	17.5	9.60	5.39	3.08	1.79
2.5	70.4	39.5	21.3	11.7	6.56	3.75	2.18
3.0	83.0	46.6	25.1	13.8	7.73	4.42	2.57
3.5	95.6	53.7	28.9	15.9	8.90	5.09	2.96
4.0	108.0	60.7	32.7	18.0	10.1	5.76	3.35
4.5	121.0	67.8	36.5	20.0	11.2	6.43	3.74
5.0	133.0	74.8	40.3	22.1	12.4	7.10	4.13
5.5	146.0	81.9	44.0	24.2	13.6	7.77	4.52
6.5	158.0	88.9	47.8	26.3	14.8	8.44	4.91

Sur le plan analytique, la détection de *Cryptosporidium* et de *Giardia* est difficile. Cependant quelques techniques plus récentes permettent de mieux mesurer leur viabilité mais elles demeurent encore complexes et onéreuses (Compagnon *et al.*, 1999). Pour cette raison, des substituts encore appelés indicateurs ont été développés dans le but d'estimer les performances du traitement et l'efficacité de l'enlèvement des parasites considérés (LeChevallier et Norton, 1992; Schaub et Roberson, 1996) Ainsi,

LeChevallier et Norton, (1992) proposent dans leur étude l'utilisation de la turbidité et des comptes de particules comme indicateurs de la performance des traitements.

2.3. La filtration

2.3.1. Caractéristiques générales et fonctionnement des filtres

La filtration est une étape courante dans une filière d'eau potable en particulier pour les usines produisant de l'eau potable à partir d'eau de surface. Elle peut être directe ou précédée d'une étape de clarification, comprenant la coagulation, la floculation, la décantation, au cours desquelles sont éliminés une partie importante de la turbidité, de la couleur, des micro-organismes et des substances responsables des goûts et odeurs. Selon Hargesheimer et Watson, (1996), la combinaison d'une clarification par aéroflotation suivie d'une filtration sur charbon actif granulaire (CAG) est le traitement le plus efficace pour éliminer la couleur, les goûts et les odeurs dans l'eau. Le procédé physique de filtration permet principalement de retenir les solides en suspension présents dans l'affluent du milieu filtrant.

Dans l'industrie de l'eau, les filtres communément utilisés sont les filtres à sable rapides, les filtres à sable lents et les filtres biologiques. Certains filtres rapides (bicouches ou multicouches) utilisent différents matériaux filtrants tels que le sable de silice, le quartz, le sable de grenat, l'anthracite ou le charbon actif.

Les principales caractéristiques du matériau filtrant sont le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, la densité relative, la masse unitaire sèche, la porosité et le facteur de forme des grains du matériau (Desjardins, 1997). Les caractéristiques du matériau filtrant jouent un rôle essentiel dans les performances de la filtration. En effet, (Moran *et al.*, 1993) ont étudié l'impact de la taille des grains du matériau filtrant sur l'efficacité des filtres. Ils ont montré que l'enlèvement des particules est meilleur pour les faibles diamètres effectifs comparé aux tailles plus élevées, toutes autres conditions identiques par ailleurs.

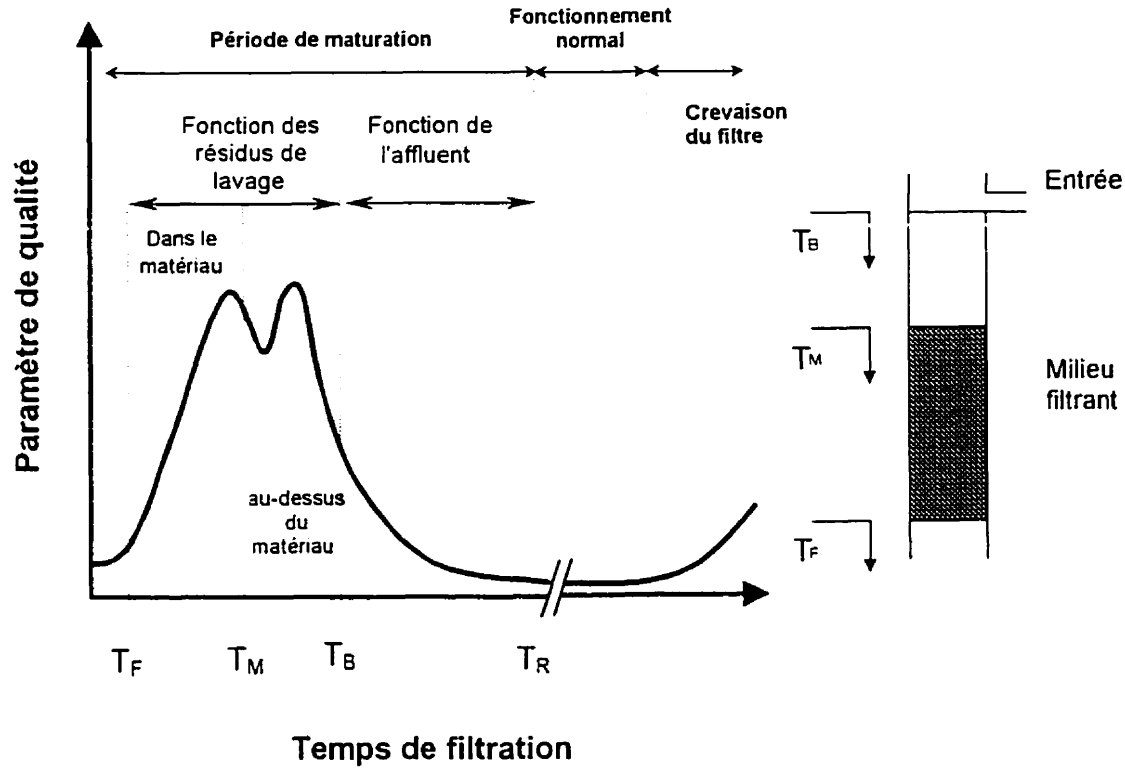
Par ailleurs, le rendement de la filtration ne dépend pas seulement des caractéristiques des filtres mais aussi de l'efficacité des traitements réalisés en amont. La dose optimale de coagulants, tel que l'alun, joue un rôle important pour atteindre une bonne réduction de la turbidité en aval des filtres. Ainsi, Al-Ani *et al.*, (1986) ont montré qu'un traitement chimique adéquat avant la filtration permet 70 % d'enlèvement de la turbidité, 99 % d'enlèvement des bactéries et 95 % d'enlèvement des kystes de *Giardia*. De même, ils ont observé qu'en absence d'un prétraitement chimique l'enlèvement de la turbidité, des bactéries et des kystes de *Giardia* varie de 0 à 70 %.

L'encrassement progressif des filtres au cours d'un cycle de filtration entraîne une augmentation des pertes de charge et peut résulter en une dégradation de la qualité de l'eau filtrée. Les filtres sont donc régulièrement lavés selon des consignes liées à la qualité de l'eau filtrée (turbidité, comptes de particules) ou à l'opération des filtres (pertes de charge, durée de fonctionnement).

Un cycle de filtration est défini par la période séparant deux lavages consécutifs. Durant un cycle de filtration, la période la plus critique est la phase de maturation qui se présente à la remise en service d'un filtre après le lavage. Dans certains cas, on peut aussi observer une dégradation de la qualité de l'eau filtrée vers la fin du cycle, c'est la phase de percée.

À la remise en service après un lavage, la qualitée de l'eau filtrée est en générale médiocre pendant les premières minutes jusqu'à atteindre une stabilisation. Cette période de détérioration de la qualité de l'eau est communément appelée phase de maturation du filtre. La qualité de l'eau durant cette phase peut être représentée par le graphique de la figure 2.3.1.1.

De nombreux auteurs se sont intéressés à l'étude des paramètres affectant la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation sous différentes configurations (Amirtharajah, 1980; Bellamy *et al.*, 1993; Bucklin *et al.*, 1991; Logsdon *et al.*, 1985).



T_F : temps de rétention des drains
T_M : temps de rétention jusqu'au dessus du milieu filtrant
T_B : temps de rétention jusqu'au goulottes de lavage
T_R : temps de maturation du filtre

Figure 2.3.1.1. Caractéristiques de la qualité de l'effluent d'un filtre après le lavage (tiré de Amirtharajah et Wetstein, 1980)

Toutes ces études ont confirmé l'existence de cette phase qui dure entre quelques minutes et quelques heures en général. Par exemple, Bucklin *et al.*, (1991) ont constaté que la turbidité et les densités de coliformes sont élevés à l'eau filtrée pendant les 30 premières minutes du cycle de filtration après un lavage en réalisant des études simultanément en usine et sur un montage pilote. De même, Logsdon *et al.*, (1985) ont réalisé des études

sur un montage pilote et montrent que le passage de kystes de *Giardia* à travers les filtres est plus important au début du cycle de filtration juste à la remise en service. Par ailleurs, (Moran *et al.*, 1993) ont analysé la distribution des particules par taille et ils comparent les phénomènes qui se déroulent pendant la phase de maturation et à la fin du cycle de filtration. Au niveau de la taille des particules, de fines particules (détachées et brisées lors du lavage) passent à travers le matériau filtrant à la remise en service. À la fin du cycle de filtration, le décrochage de particules ou de flocs préalablement retenus par le matériau peut contribuer de façon significative à la percée observée à la fin du cycle de filtration. Ainsi, ce décrochage provoque le passage de fines particules en détériorant la qualité de l'eau filtrée vers la fin du cycle de filtration.

Le tableau suivant résume quelques études réalisées sur la variation de la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation selon plusieurs auteurs.

Tableau 2.3.1.1. Évolution de la durée de la phase de maturation: revue bibliographique sommaire

AUTEUR(S)	TITRE ET ANNÉE DE LA PUBLICATION	VITESSE DE FILTRATION (m/h)	TYPE DE FILTRE	DURÉE PHASE DE MATURATION (minutes)
Amirtharajah et Wetstein	Initial Degradation of Effluent Quality During Filtration (1980)	de 8,64 à 16,92	- monocouche (sable)	de 10 à 120
Logsdon, Thurman, Frindt et Stoecker	Evaluating Sedimentation and Various Filter Media for Removal of Giardia Cysts (1985)	5,76	- 1 bicouche (sable/anthracite) - 3 monocouche (sable, anthracite et GAC)	de 30 à 35
Bucklin, McFeters et Amirtharajah	Penetration of Coliforms Through Municipal Drinking Water Systems (1991)	157 m^3/h*	- bicouche (filtration directe)	30
Moran D., Moran M., Cushing et Lawler	Particle Behavior in Deep-Bed Filtration: Part 1-Ripening and Breakthrough (1993)	de 6,48 à 19,80	- monocouche	600
Colton, Hillis et Fitzpatrick	Filter Backwash and Start-up Strategies for Enhanced Particulate Removal (1996)	6,00	- monocouche	de 30 à 65

*manque de données pour calculer la vitesse de filtration en m/h

2.3.2. Critères d'optimisation des filtres

Selon le mode de fonctionnement des filtres, la percée de fin de cycle peut être observée ou non; elle peut être évitée en faisant des cycles de filtration courts. Cependant, la phase de maturation après un lavage est inévitable. Toutefois, il est possible d'en modifier la durée et l'amplitude; c'est ce qui fait l'objet principal de ce chapitre qui résume les

différentes stratégies d'opération des filtres (lavage et remise en service) et leur impact sur les caractéristiques physiques et microbiologiques de l'eau filtrée pendant la période de maturation.

Selon Amirtharajah et Wetstein, (1980) la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation est fonction de l'efficacité du lavage et des conditions de remise en filtration.

D'après les résultats de Amirtharajah et Wetstein, (1980), confirmés par Bucklin *et al.*, (1988), la phase de maturation peut être divisée en trois étapes comme le montre la figure 2.3.1.1. Amirtharajah et Wetstein, (1980) ont réalisé des études à l'échelle pilote sur des filtres bicouches sable anthracite et ils ont montré (figure 2.3.1.1.) que :

- la première étape est attribuée au passage de l'eau de lavage contenue dans les fonds de filtre à la fin du lavage : c'est la période de décalage (T_F).

- la deuxième étape se caractérise par une première dégradation de la qualité de l'eau filtrée attribuable aux résidus détachés pendant le lavage et qui n'ont pas été évacués lors du rinçage et qui sont donc restés instables à l'intérieur du matériau. Ces impuretés sont alors emportées par le passage du premier filtrat.

- finalement, pendant la phase de maturation, une deuxième pointe se présente. Cette pointe peut être attribuée à l'eau de lavage qui se trouve au-dessus du matériau.

Bucklin *et al.*, (1988) ont également démontré que la durée de cette dernière phase est dépendante de la vitesse de filtration et de la turbidité à l'affluent du filtre.

Même si la phase de maturation est relativement courte par rapport au cycle complet, son impact sanitaire reste important. En effet Colton *et al.*, (1996) ont montré que le nombre de particules qui passe pendant la phase de maturation peut représenter plus de 40 % du nombre total de particules qui passent au cours d'un cycle complet de 48 heures pour une filtration directe à 6 m/h en appliquant 1 mg/L de sulfate ferrique comme coagulant.

L'amélioration de la qualité de l'eau pendant la phase de maturation passe par la réduction de sa durée et de son amplitude de la phase de maturation. Certains auteurs proposent que l'optimisation du lavage passe par une meilleure combinaison entre l'intensité du brassage du matériau et la durée de chaque phase du lavage. La remise en service pourrait être optimisée par une modification adéquate des conditions de retour à la filtration : arrêt temporaire des filtres après le lavage, filtration à l'égout, augmentation graduelle du débit de filtration à la réserve. Nous détaillerons dans les prochains paragraphes chacune de ces deux étapes.

2.3.2.1. Le lavage

Au cours d'un cycle de filtration, les impuretés s'accumulent dans le matériau filtrant et diminuent les performances des filtres rendant nécessaires des lavages réguliers selon des consignes prédéfinies.

Dans l'industrie du traitement d'eau potable les mécanismes de lavage les plus utilisés selon le type de filtre sont le lavage à l'eau seule, le lavage à l'air suivi d'un rinçage à l'eau et le lavage combiné à l'air et à l'eau (Desjardins, 1997).

Le lavage est fait à contre-courant permettant l'expansion du matériau filtrant et le décrochage des particules accumulées pendant un cycle de filtration. L'injection d'air augmente l'énergie de brassage et en conséquence les collisions entre les grains du matériau filtrant. Cela améliore le décrochage des impuretés retenues sur le matériau et dans les pores. Le rinçage à l'eau assure ensuite l'évacuation de ces impuretés (Fitzpatrick, 1998).

En ce qui concerne les mécanismes de lavage, Amirtharajah, (1978) a constaté que le lavage à l'eau seulement est peu performant. Ce type de lavage ne permet pas un brassage suffisant. La qualité de l'eau produite à la remise en service des filtres est donc fortement liée aux conditions de lavage appliquées. Par conséquent, l'optimisation du lavage est à considérer pour diminuer l'amplitude et la durée de la phase de maturation (Fitzpatrick, 1998; Amirtharajah, 1991).

Les critères d'optimisation du lavage varient selon le type de filtre. Cependant, la durée de chacune des étapes du lavage (air et eau) est déterminante dans les performances des filtres pendant la phase de maturation et sur la durée du cycle suivant. En effet, des lavages de trop courte durée limitent l'élimination des impuretés accumulées dans le matériau filtrant et entraînent une réduction progressive de la durée des cycles. La qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation s'en trouvera affectée. À l'inverse, un

lavage excessif augmente la porosité du lit à la remise en service; il risque alors d'y avoir une percée en particules à la remise en service (Colton *et al.*, 1996).

Certains auteurs ont noté une amélioration des performances du filtre lorsque l'air et l'eau sont injectés simultanément. Hall et Croll, (1997) ont observé, sur un montage pilote d'un filtre rapide, que le nombre de particules de 2 à 5 µm dans les premiers 900 litres de l'effluent diminue de $8{,}8 \times 10^8$ (lavage à l'air suivi d'un rinçage à l'eau) à $5{,}5 \times 10^8$ (lavage à l'air et à l'eau combinés).

Une étude réalisée par Amirtharajah, (1991) montre qu'il est possible de déterminer une combinaison d'air et d'eau qui permet d'obtenir un lavage optimal pour les filtres bicouches et les filtres à charbon actif granulaire. Amirtharajah, (1993) a par ailleurs montré que l'amélioration des performances de la combinaison air-eau est attribuable à l'augmentation du brassage et aux forts changements de vitesse dans le matériau. Dans cette étude, l'utilisation d'un endoscope et une caméra de vidéo a permis d'observer le comportement du matériau filtrant durant le lavage. Ainsi, Amirtharajah, (1993) a constaté qu'un lavage air-eau combiné provoque une augmentation de la turbulence avec des mouvements plus violents des grains du matériau filtrant que lors d'un simple lavage à l'eau.

Ces résultats sont confirmés par Hall et Croll, (1997). En effet, ils ont constaté que le lavage air-eau combiné améliore l'enlèvement des particules comprises entre 2 et 5 µm pendant la phase de maturation. Ces particules sont considérées par certains auteurs comme des indicateurs de la présence des oocystes de *Cryptosporidium parvum* (Hall et

Croll, 1997). Ce type de lavage nécessite cependant un contrôle plus rigoureux afin de limiter l'usure et la perte de matériau filtrant.

2.3.2.2. La remise en service

a) La filtration à l'égout

La filtration à l'égout est une pratique courante dans les usines de production d'eau potable. Elle est toutefois controversée selon les auteurs. En effet, l'objectif de la filtration à l'égout est d'éliminer le volume d'eau dégradée au début du cycle de filtration (Bellamy *et al.*, 1993). À l'opposé d'autres auteurs, Bucklin *et al.*, (1988) considèrent que la filtration à l'égout peut détériorer la qualité de l'eau filtrée et même produire une troisième pointe de turbidité dans les premières minutes du cycle de filtration. Cette détérioration serait causée par les variations de débit suite à l'ouverture et à la fermeture des vannes de filtration à l'égout ce qui pourrait favoriser le décrochage des particules qui se trouvent dans le matériau filtrant (Glasgow et Wheathley, 1998).

La durée de la phase de maturation joue un rôle déterminant pour l'application de la filtration à l'égout à la remise en service des filtres. Lorsque la phase de maturation dure plusieurs heures, l'application de la filtration à l'égout n'est pas économique, quant au volume d'eau éliminé. Par contre, la filtration à l'égout peut être appliquée quand la phase de maturation est courte. Bucklin *et al.*, (1988) proposent l'utilisation d'une filtration à

l'égout à la remise en service des filtres lorsque la phase de maturation a une durée inférieure à 30 minutes et l'amplitude de la pointe de turbidité se trouve entre 1 et 2 UTN.

b) Ouverture graduelle de la vanne modulante de filtration à la réserve

L'ouverture graduelle de la vanne modulante de filtration est une stratégie de remise en service des filtres qui consiste, suite à un lavage, à augmenter progressivement le débit de filtration jusqu'à atteindre le débit de filtration normal des filtres.

L'objectif de la remise en service graduelle des filtres est d'éviter les changements hydrauliques brusques et de réduire les forces de cisaillement dans le milieu filtrant. Ces variations hydrauliques peuvent favoriser l'entraînement des impuretés dans l'eau filtrée (Baird et Hillis, 1998).

Plusieurs auteurs ont montré que la remise en service graduelle des filtres peut avoir un effet positif sur l'amplitude et la durée de la phase de maturation. Hall et Croll, (1997) ont ainsi observé une réduction importante du compte maximal de particules durant la phase de maturation. Ces résultats sont consistants avec ceux obtenus par Baird et Hillis, (1998) qui ont observé une réduction de 25 % du nombre total de particules qui passent pendant la phase de maturation. La remise en service graduelle des filtres permet alors de diminuer le passage d'un grand nombre de particules à travers le lit filtrant et plus spécifiquement d'obtenir un bon enlèvement des particules comprises entre 2 et 5 µm (Colton *et al.*, 1996). Ils montrent également que la durée optimale de la remise en

service graduelle dépend des caractéristiques du matériau filtrant. Ainsi, cette durée devrait diminuer lorsque la porosité du matériau filtrant augmente.

c) Arrêt temporaire des filtres après le lavage

L'arrêt temporaire des filtres après un lavage est une autre stratégie qui semble améliorer la qualité de l'eau filtrée au début du cycle de filtration. Au cours du lavage le matériau atteint une certaine expansion et l'arrêt du fonctionnement des filtres à la fin du lavage permet au matériau de se stabiliser; de plus, les résidus de lavage ont le temps de se redéposer sur le matériau filtrant. La porosité du lit est alors réduite, ce qui assure une meilleure rétention des particules à la remise en service des filtres (Baird et Hillis, 1998). Selon cette étude, un arrêt avant la remise en service a permis une réduction de 40 % du nombre de particules dont la taille était entre 2 et 5 µm et du nombre de particules de taille supérieure à 5 µm qui passaient pendant la phase de maturation. De plus, les auteurs ont montré que de courtes périodes d'arrêt sont suffisantes pour obtenir une amélioration notable. En effet, un arrêt de 30 minutes n'apporte aucun avantage significatif par rapport à un arrêt de 15 minutes.

L'arrêt temporaire après le lavage permet non seulement d'obtenir un meilleur fonctionnement des filtres mais aussi il offre des bénéfices économiques par rapport aux autres stratégies, puisqu'il ne nécessite l'acquisition d'aucun ouvrage sophistiqué comme c'est le cas par exemple pour l'implantation d'une remise en service graduelle (Baird et Hillis, 1998).

2.4. Quelques paramètres usuels de contrôle de la qualité du traitement

Le paramètre le plus communément utilisé pour évaluer la qualité de l'eau produite et donc les performances du traitement est la turbidité (Gregory, 1994). Les usines disposent en général d'un turbidimètre à l'eau brute, à l'eau décantée et à l'eau filtrée, soit en sortie de chaque filtre, soit à l'eau filtrée combinée.

Les compteurs de particules sont des outils utilisés depuis peu dans le taitement de l'eau potable. Ils semblent être un outil de diagnostic plus sensible que la turbidité (Moran *et al.*, 1993).

D'un point de vue microbiologique, une préoccupation des traiteurs d'eau reste de déterminer la présence et le nombre de micro-organismes pathogènes dans l'eau traitée (Schaub et Roberson, 1996). Les faibles taux de contamination des eaux produites ainsi que les limites analytiques des méthodes microbiologiques favorisent l'utilisation d'indicateurs de qualité. Ce sont des substances ou des micro-organismes présents en quantités suffisantes mais sans impacts néfastes sur la santé; c'est le cas des spores de bactéries sporulantes aérobies (BSA) (Barbeau *et al.*, 1997).

Dans les paragraphes suivants, nous nous intéressons aux trois paramètres cités précédemment (turbidité, particules et BSA).

2.4.1. La turbidité

La plupart des usines de production d'eau potable disposent de turbidimètres en ligne permettant de suivre l'évolution de la turbidité en continu.

Dans le cadre du Surface Water Treatment Rule (SWTR), l'USEPA a fixé en 1993 à 0,5 UTN la turbidité maximale à l'eau filtrée pendant 95 % du temps. Le traitement conventionnel doit réaliser 3 log d'enlèvement des kystes de *Giardia* et la turbidité de l'eau filtrée ne doit en aucun cas excéder 5 UTN. Par ailleurs, pour des faibles turbidités à l'eau brute (inférieur à 1 UTN) le traitement conventionnel doit enlever 2,5 log des kystes de *Giardia* et au moins 2 log des virus avant la désinfection.

Selon une étude réalisée par Logsdon (1987), pour des eaux brutes peu turbides, la turbidité à l'effluent des filtres doit être inférieure à 0,5 UTN pour assurer un enlèvement efficace des *Giardia* et des virus. À ce sujet, la SWTR a proposé une turbidité inférieure à 0,2 UTN pour les systèmes dont la turbidité à la source d'eau est inférieure ou égale à 1 UTN.

La turbidité étant un paramètre de contrôle facile à mesurer, plusieurs auteurs (Baudin *et al.*, 1998; Fox et Lytle, 1996; Bellamy *et al.*, 1993) ont tenté de la corréler avec la présence des micro-organismes pathogènes. Dans un des projets de recherche de la Water Supply and Water Resources Division (WSWRD) portant sur deux usines qui fournissent de l'eau potable à la ville de Milwaukee, Fox et Lytle, (1996) ont observé que le nombre d'oocystes de *Cryptosporidium* augmente lorsque la turbidité passe de 0,1 à 0,4 UTN

dans la plupart des cycles de filtration analysés. Ainsi, cette étude montre que 98 % d'enlèvement de la turbidité est nécessaire pour réduire de 97,8 à 99,6 % la concentration d'oocyctes de Cryptosporidium. À cet égard, Nieminski et Ongerth, (1995) ont remarqué plus tôt qu'un contrôle strict de la turbidité à l'effluent des filtres à une valeur faible permet de garantir un bon enlèvement d'oocystes de *Cryptosporidium*.

2.4.2. Les comptes de particules

Bien qu'étant un outil récent dans le domaine de l'eau potable, l'utilisation des compteurs de particules se développe rapidement comme complément aux turbidimètres à cause notamment de leur sensibilité élevée. Plusieurs auteurs ont constaté que les compteurs de particules sont des outils de contrôle plus sensibles que les turbidimètres et ils permettent de détecter plus facilement les variations de la qualité de l'eau au cours d'une étape du traitement (Baudin *et al.*, 1998; Hargesheimer *et al.*, 1998; Hall et Croll, 1997; Hargesheimer and Lewis, 1995). En fait, les différences de sensibilité de ces deux instruments de contrôle semblent dépendre de la qualité de l'eau à analyser; comme le montrent les études réalisées par (Hargesheimer *et al.*, 1998). En effet, ces auteurs ont montré que l'évolution de la turbidité est similaire à celle des comptes de particules pour des turbidités supérieures à 0,1 UTN; cependant lorsque la turbidité de l'eau est faible (0,03 à 0,1 UTN) les comptes de particules présentent une meilleure sensibilité aux variations de la qualité de l'eau.

D'autre part, la classification des particules par gamme de taille permet d'obtenir plus d'informations sur la performance du traitement et en conséquence, les possibles dysfonctionnements sont plus facilement détectés. Hatukai *et al.*, (1997) ont observé que les comptes de particules sont sensibles aux changements étant donné qu'environ 75 % des particules présentes au cours du traitement sont comprises dans la gamme de 2 à 5 µm. Par contre, moins de 1 % des particules présentes durant le traitement sont supérieures à 25 µm. Cette différence entre les tailles des particules ne peut pas être détectée par les turbidimètres.

Certains auteurs ont tenté de déterminer une corrélation entre la gamme de particules de 2 à 5 µm et certains organismes pathogènes, en l'occurrence *Cryptosporidium parvum*. Les résultats obtenus par Hall et Croll, (1997) ont montré qu'il n'existe pas de corrélation entre l'enlèvement de particules (2-5 µm) et l'abattement de *Cryptosporidium* lors de la filtration. Ces résultats ont été confirmés par Baudin *et al.*, (1998). Selon ces derniers plus de 75 % des particules détectées dans l'eau filtrée se trouvent dans la gamme de 1 à 2 µm. Les *Cryptosporidium* (4-6 µm de diamètre) étant partiellement translucides seraient détectés par les compteurs de particules dans la plage de 1 à 2 µm. Les comptes de particules ne constituent donc pas un indicateur fiable de la présence de *Cryptosporidium* ou de *Giardia*. En effet, la concentration d'oocystes de *Cryptosporidium* est faible par rapport à la concentration d'autres particules, avec environ 1 oocyste pour 10 à 100 millions de particules supérieures à 2 µm (Edzwald et Kelly, 1998). Les compteurs de particules ne sauraient alors détecter les percées d'oocystes à

l'eau filtrée de manière fiable dans un objectif de contrôle de qualité (Hall et Croll, 1997).

Malgré le besoin de standardiser les compteurs de particules et le manque d'information pour comparer les différents types de compteurs (Hall et Croll, 1997), la combinaison de ces instruments de mesure et des turbidimètres en continu est nécessaire pour contrôler et optimiser un procédé de filtration (Baudin *et al.*, 1998). Aucune norme internationale sur les particules dans l'eau filtrée n'est en vigueur; toutefois, (Edzwald et Kelly, 1998) suggèrent qu'une mesure de 50 particules par mL et une turbidité inférieure à 0,1 UTN indiquent un bon rendement du traitement.

2.4.3. Les bactéries sporulantes aérobies (BSA)

Les bactéries sporulantes aérobies proviennent principalement de l'érosion des terres. Elles possèdent certaines caractéristiques qui favorisent leur utilisation comme indicateurs de la performance d'un traitement. Rice *et al.*, (1996) considèrent que les spores ne sont pas des micro-organismes pathogènes et par conséquent ils ne représentent pas un risque d'infection. Ils suggèrent donc de les utiliser comme indicateurs de la performance d'un traitement, grâce à leur concentration élevée dans les eaux naturelles et à leur résistance à la désinfection comparable à celle de *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia*. Ainsi, l'enlèvement des ces protozoaires est directement estimé par rapport à celui des BSA.

Rice *et al.*, (1996) ont observé que l'enlèvement des spores par la filtration est similaire à celui de la turbidité et des particules. Les études réalisées par Lytle *et al.*, (1996) confirment ces résultats lorsque l'enlèvement de la turbidité est supérieur à 90 %. Par contre, dans le cas où l'enlèvement de la turbidité était inférieur à 90 % la réduction du nombre de BSA est plus faible. Cependant, selon les études de Lytle *et al.*, (1996), l'enlèvement des spores et celui des particules de la taille des oocystes de *Cryptosporidium* n'ont pas de corrélation directe. En effet, les BSA ont une forme ellipsoïdale ou sphérique de dimensions approximatives de 0,5 x 1 x 2 µm et pour cette raison, leur enlèvement se rapprocherait plutôt de celui des particules de taille comprise entre 1 et 2 µm (Lytle *et al.*, 1996).

Malgré les bonnes corrélations entre les enlèvements des BSA et de la turbidité et des particules, l'utilisation des BSA comme indicateurs de la performance d'un traitement est limité par la qualité de l'eau brute puisque leur présence dans l'eau brute est fortement dépendante des saisons (Bucklin *et al.*, 1988). En effet, les périodes de fortes pluies et de renversements automnal ou printanier, le cas échéant, sont les plus propices à leur présence dans l'eau brute.

CHAPITRE III

PRÉSENTATION DES INSTALLATIONS ET DE LA DÉMARCHE EXPÉRIMENTALE

Toute la partie expérimentale de ce projet a été réalisée à l'usine de production d'eau potable de Pont-Viau située à Ville de Laval, Québec (Canada).

La performance de quatre filtres de l'usine a été analysée en suivant la variation de la turbidité, des comptes de particules, des Bactéries Sporulantes Aérobies (BSA) et des pertes de charges à l'eau filtrée.

De plus, des prises ont été installées en profondeur dans le matériau filtrant afin de pouvoir suivre l'évolution de ces paramètres à travers deux des quatre filtres utilisés pour cette étude.

Les analyses microbiologiques nécessitant un équipement spécifique de laboratoire ont été réalisées au laboratoire de la Chaire CRSNG en Eau Potable de l'École Polytechnique de Montréal.

Les conditions normales d'opération des filtres ont été analysées ainsi que l'impact de différentes stratégies de lavage et de remise en service des filtres.

Dans les chapitres suivants, la procédure expérimentale, utilisée pour cette étude, sera décrite en détail.

3.1. L'usine de production Pont-Viau

L'usine de production Pont-Viau est composée de deux filières nommées Usine 1 et Usine 2 de capacités respectives 55 000 m^3/d et 80 000 m^3/d. Ces filières fonctionnent en parallèle en utilisant un traitement semblable.

Les essais de cette étude ont été réalisés à l'Usine 2 qui comprend les étapes de traitement suivantes : coagulation, floculation, décantation, filtration et désinfection. Le coagulant utilisé est de l'alun avec de la silice activée à l'aluminate de sodium comme adjuvant de floculation. La floculation et la décantation sont réalisées dans quatre décanteurs dynamiques à voile de boues de type *superpulsator*. L'Usine 2 comprend 6 filtres Degrémont type bicouche sable-anthracite pour les filtres 10, 11, 12 et 13 et sable-charbon pour les filtres 14 et 15. L'eau filtrée est ensuite ozonée puis chlorée et finalement fluorée. Le pH de l'eau traitée est ajusté à la chaux avant d'être refoulée dans le réseau de distribution.

L'eau brute à traiter à l'usine Pont-Viau provient de la Rivière des Prairies. Les variations des caractéristiques de l'eau brute sont suivies au cours de l'année afin de prévoir les possibles changements dans le traitement, par exemple, l'ajout de coagulant. La connaissance des caractéristiques de l'eau brute est essentielle pour maintenir la performance du traitement et obtenir une bonne qualité d'eau traitée. Les principales caractéristiques de l'eau brute sont décrites au tableau 3.1.1. Ce tableau présente les valeurs moyennes enregistrées au cours de l'année 1998.

Tableau 3.1.1. Caractéristiques de l'eau brute à l'usine Pont-Viau

PARAMÈTRE	VALEUR MOYENNE ANNUELLE
Absorbance UV	0,272 cm^{-1}
Conductivité	92 µmhos/cm
Couleur	70 unités de couleur apparente
pH	7,2
Turbidité	7,1 UTN
COT	6,1 mg/L
Alcalinité	29 mg/L de $CaCO_3$
Calcium	13 mg/L de Ca
Dureté totale	42 mg/L de $CaCO_3$
Aluminium	0,2 mg/L
Fer	0,24 mg/L
Fluorure	0,2 mg/L
Magnésium	2,4 mg/L
Nitrate + Nitrite	0,5 mg/L
Sodium	4 mg/L
Sulfate	10 mg/L de SO_4
Bactéries totales sur R2A à 35°, 48h d'incubation	35 UFC/ml
Spores bactériennes	1740 UFC/100 ml
Coliformes totaux	4300 UFC/100 ml
Coliformes fécaux	300 UFC/ 100 ml
Virus entérique	0,02 virus/100 ml
Cryptosporidium	0,036 oocystes/100 ml
Giardia	0,2 kystes/100 ml

La présente étude a porté sur les filtres sable-anthracite No. 10 à 13 de l'Usine 2 décrits au tableau 3.1.2.

Tableau 3.1.2. Caractéristiques des filtres 10, 11, 12 et 13 de l'usine Pont-Viau

CARACTÉRISTIQUE	DESCRIPTION
Vitesse de filtration nominale	10 m/h
Dimensions des filtres	7,6 m (utile 6,4 m) x 9,2 m
Surface utile	58,5 m^2
Fond des filtres	buselures de polypropylène
Matériau filtrant	
• Sable :	épaisseur du lit : 150 mm diamètre effectif : 0,50 mm coefficient d'uniformité : 1,5 densité relative : 2,6
• Anthracite :	épaisseur du lit : 610 mm diamètre effectif : 1,0 mm coefficient d'uniformité : 1,6 densité relative : 1,7

Afin de bien suivre l'évolution de la qualité de l'eau dans toute l'épaisseur des lits filtrants, six points d'échantillonnage ont été installés dans les filtres 12 et 13, dont cinq dans la couche d'anthracite et un dans le sable grâce à des tubes en acier inoxydable munis de rainures de 50 cm de long et 0,3 mm d'épaisseur. La figure 3.1.1. montre la disposition des prises d'échantillonnage en profondeur dans les filtres 12 et 13. La sortie de chaque prise est en forme de croix munie de vannes permettant l'échantillonnage d'eau, l'alimentation des compteurs de particules ou le rétrolavage à l'air ou à l'eau en

cas de colmatage des prises. Un jeu de vannes permet également la lecture de la pression statique à différentes profondeurs grâce à des tubes piézométriques.

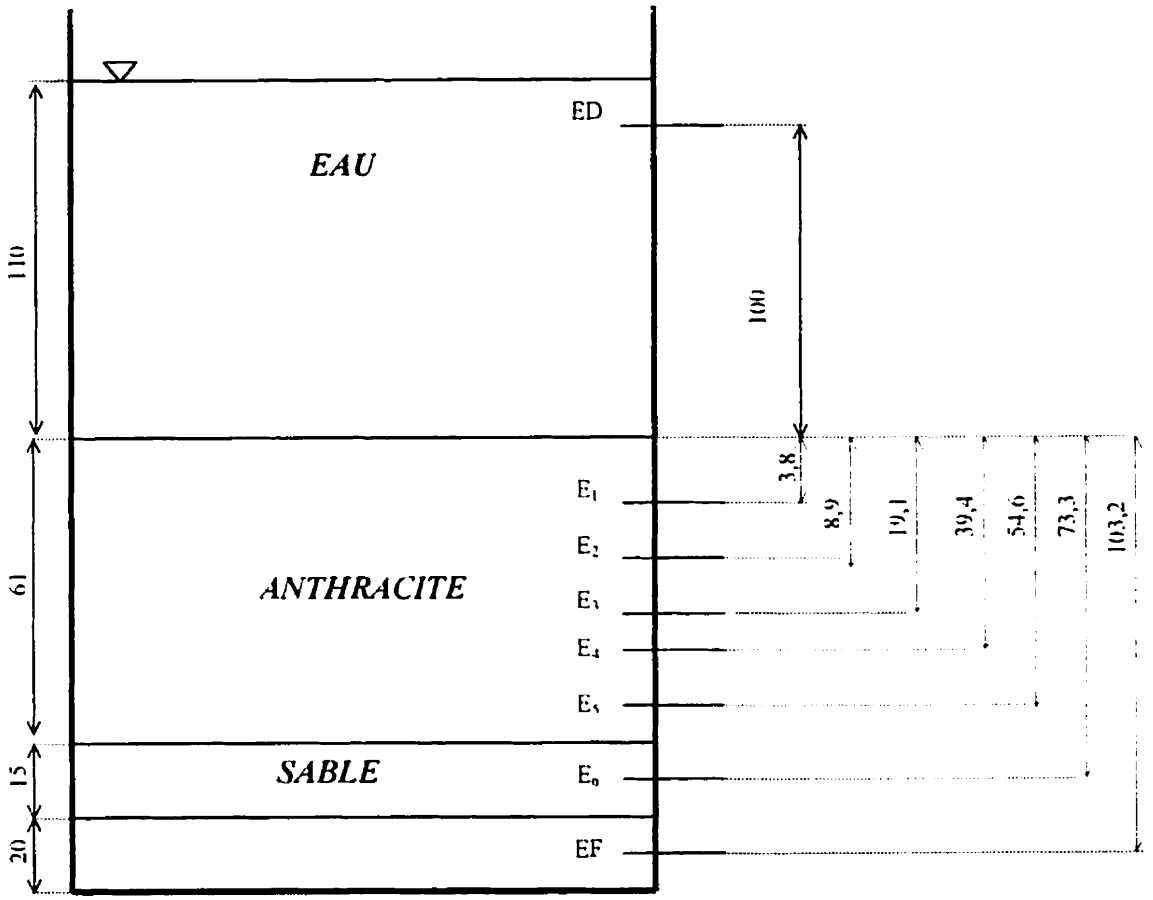


Figure 3.1.1. Disposition des prises d'échantillonnage sur les filtres 12 et 13 de l'usine Pont-Viau ***(toutes les dimensions sont en cm).***

3.2. Description des conditions normales d'opération

Pour l'ensemble des essais, la vitesse de filtration a été maintenue constante durant chaque cycle de filtration (entre 4 et 6 m/h).

En mode de fonctionnement normal, la fin d'un cycle de filtration est déterminée à l'aide de trois critères : le temps (150 heures de filtration), la perte de charge totale (1,4 m) ou la turbidité à l'eau filtrée (0,2 UTN).

Le lavage des filtres est fait de la façon suivante : dans une première étape, le niveau d'eau des filtres est abaissé à 25 cm en dessous du niveau des goulottes; l'air est ensuite injecté à contre courant par le fond du filtre à une vitesse de 55 m/h pendant une période de 5 minutes. Suite au brassage à l'air, un courant d'eau est envoyé par le fond du filtre pendant 9 minutes à une vitesse de 37 m/h. La filtration à la réserve est précédée d'une filtration à l'égout de 2 minutes.

3.3. Méthodes de mesures de la qualité de l'eau

Les paramètres suivis à la remise en service et au cours du cycle de filtration sont la turbidité, le nombre de particules, les bactéries sporulantes aérobies (BSA) et les pertes de charge. Ils ont été analysés de manière beaucoup plus rapprochée pendant la phase de maturation que pendant le reste du cycle.

3.3.1. La turbidité

La turbidité est mesurée à toutes les minutes à l'effluent de chaque filtre à l'aide d'un turbidimètre type ABB 4600[1]. Les données sont enregistrées par le système de contrôle de l'usine. Les mesures ponctuelles de la turbidité de l'eau prélevée dans le matériau filtrant ont été effectuées grâce à un turbidimètre de table de marque HACH[2]. Les prélèvements pour les mesures ponctuelles de la turbidité ont été réalisés aux temps suivants : 0 s, 30 s, 1 min., 1,5 min., 2 min., à des intervalles de 2 min. jusqu'à 16 min. et 45 min. (le temps 0 s correspond à la remise en service des filtres). De la même façon, des prélèvements d'eau décantée ont été réalisés à 5 min. après la remise en service, à 30 min., à la moitié et à la fin du cycle de filtration. Les prélèvements en profondeur ont été réalisés selon le temps de prélèvement de séjour théorique à chaque prise. Le temps de rétention est fonction de la vitesse de filtration appliquée. Pour les cycles de filtration suivis en décembre 1998, des prélèvements en profondeur ont été effectués tous les jours.

---

[1] ABB Kent-Taylor Ltd., Oldends Lane, Stonehouse Gloucestershire, England.

[2] HACH ratio turbidimeter, modèle 18900, série 1966, Loveland, CO.

3.3.2. Les comptes de particules

Quatre compteurs de particules HACH 1900 WPC™ ont été utilisés pour la détermination du nombre total de particules et leur classification par gamme de taille. Selon les besoins, ils peuvent être alimentés par l'affluent ou par l'effluent des filtres ou encore adaptés aux prises d'échantillonnage en profondeur. Les principales spécifications des compteurs HACH sont présentées sur le tableau 3.3.2.1. Le principe de fonctionnement de ce modèle de compteur est basé sur l'obstruction de la lumière qui est proportionnelle au nombre et à la taille des particules qui traversent un faisceau lumineux. Les données sont compilées à toutes les minutes dans un ordinateur de type PC grâce à un logiciel (Aqua View™) qui permet de visualiser en continu le nombre et les classes de particules. Ces données sont convertibles sous format Microsoft™ Excel pour une analyse plus fine des résultats. L'entretien des compteurs consiste à nettoyer la cellule de détection, les conduites et le tamis selon les spécifications du fournisseur. Le nettoyage a été réalisé une fois par semaine lorsque le compteur était alimenté avec de l'eau filtrée et aux trois jours lorsqu'il était alimenté avec de l'eau décantée.

Tableau 3.3.2.1. Spécifications des compteurs de particules HACH 1900 WPC

Taille des particules détectées	de 2 à 800 µm
Nombre de canaux	15
Tamis	800 µm
Débit	200 mL/min ±10%
Concentration maximale de particules	20 000 particules/ml
Dimensions	16,5 cm × 25,4 cm × 12,7 cm (approx.)
Poids	3,6 kg
Logiciel	Aqua View™
Sortie	Liens directs avec un ordinateur de type PC
Taille de la cellule	1,0 mm x 2,0 mm

3.3.3. Le dénombrement des bactéries sporulantes aérobies (BSA)

Les prélèvements pour effectuer le dénombrement des BSA ont été réalisés aux temps suivants : 2 min., 5 min., 10 min., 20 min., 30 min., 1 heure après la remise en service, à la moitié et à la fin du cycle de filtration. Les suivis en profondeur ont été réalisés selon le temps de rétention entre les prises d'échantillonnage en suivant l'eau décantée prélevée à 15 min., 30 min. après la remise en service, à la moitié et à la fin du cycle de filtration. Seulement pour les cycles de filtration suivis en décembre 1998, des prélèvements en profondeur ont été effectués tous les jours.

Des flacons en plastique lavés mais non stérilisés ont été utilisés. Les volumes d'eau prélevés sont fonction de la qualité de l'échantillon : de 2 à 20 ml d'eau brute selon la saison, 250 ml pour l'eau décantée, de 500 ml pour les prises E_1 à E_4 dans le matériau filtrant et de 1 L pour les prises entre E_5 et EF (figure 3.1.1.). L'isolement des BSA est obtenu par la méthode de filtration sur membrane filtrante de cellulose d'acétate de porosité 0,45 µm de type Millipore[3], décrite ci-dessous.

La méthode de mesure comprend les étapes suivantes:

- Laver les cônes pour effectuer la filtration sur membrane, à l'eau du robinet.

- Stériliser les cônes à l'autoclave à une température de 140°C et à une pression de 2 kg/cm^2.

- Entre chaque échantillon filtré, stériliser les cônes aux rayons UV pendant au moins 3 minutes.

- Déposer ensuite le filtre sur un tampon imbibé d'environ 1,5 ml de Trypticase Soy Broth (TSB) et de Trihényl Tétrazolium Chloride (TTC) dans une boite de pétri. Le TSB est un bouillon de culture permettant le développement des bactéries sporulantes et la présence de TTC permet la coloration des colonies pour en faciliter le comptage.

Pour la préparation du bouillon de TSB:

- Mélanger 30 g de poudre de TSB dans 1 L d'eau purifiée.

---

[3] Millipore Corporation, Bedford, MA01730, Cat. No. HAWG04751

- Le mélange doit être agité et chauffé légèrement simultanément jusqu'à atteindre une solution limpide.

- Stériliser la solution à l'autoclave à une température de 140°C et à une pression de 2 kg/cm^2 pendant 15 minutes

- La solution de TTC préparée à une concentration de 0,01 % (M/V) est ajoutée à la solution de TSB stérilisée. Le bouillon de culture ainsi préparé peut être conservé pendant 3 mois à 4°C.

- Pasteuriser, au bain-marie à une température de 75°C pendant 20 minutes, les pétris contenant les filtres pour éliminer toutes les formes végétatives.

- Incuber les pétris pendant 24 heures à une température de 35°C.

3.3.4. Les pertes de charge

Les pertes de charge dans chacun des filtres ont été mesurées en continu à l'aide d'instruments de mesure Fisher Porter[4] et enregistrées sur le système de contrôle de l'usine.

[4] Fisher Porter, modèle F5ODPF 110-5-BH, série 9112B2034.3.B6., Toronto Canada

Les tubes piézométriques ont permis de suivre l'évolution des pertes de charge à l'intérieur du matériau filtrant pour les filtres 12 et 13. Les hauteurs de colonne d'eau ont été mesurées à l'aide d'une règle graduée fixe.

L'evolution des pertes de charge a l'interieur du materiau a ete suivie par des mesures effectuées après la remise en service et ensuite par des lectures quotidiennes jusqu'à la fin du cycle de filtration.

3.4. Description des stratégies de lavage et de remise en service

Pour satisfaire aux objectifs de l'étude, en particulier l'amélioration de la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation, les deux principales stratégies mises en œuvre ont porté sur le lavage et la remise en service des filtres. Les impacts des différentes opérations effectuées lors de la remise en service des filtres ont été largement investigués. Quant au lavage, l'impact de la durée de chacune des deux phases (air, eau) a été étudié.

3.4.1. Stratégies de lavage

Le lavage normal des filtres de l'usine Pont-Viau comprend une étape de brassage à l'air de 5 minutes suivie d'un rinçage de 9 minutes à l'eau. Dans le cadre de l'étude, l'optimisation du lavage a consisté à étudier l'impact des variations de la durée de chacune de ces deux étapes sur la qualité de l'eau filtrée. Les quatre combinaisons testées sont résumées dans le tableau 3.4.1.1. Le lavage normal a été appliqué sur chacun des

quatre filtres alors que chacune des trois autres combinaisons a été testée en duplicata sur deux filtres.

Tableau 3.4.1.1. Stratégies de lavage appliquées sur les filtres 10, 11, 12 et 13 de l'usine Pont-Viau

STRATÉGIE No.	LAVAGE À L'AIR (min.)	LAVAGE À L'EAU (min.)	No. DE FILTRE
1	5	9	10, 11, 12 et 13
2	5	15	11 et 13
3	10	9	10 et 11
4	10	15	10 et 12

3.4.2. Stratégies de remise en service

La remise en service des filtres rapides après un lavage comporte en général au moins une des trois étapes suivantes : arrêt après lavage, filtration à l'égout, augmentation progressive du débit de filtration à la réserve. Dans le cas de l'usine Pont-Viau, la remise en service utilisée normalement comporte uniquement deux minutes de filtration à l'égout suivie de la filtration à la réserve à un débit normal (fonction de la demande en eau).

Pour étudier l'effet de ces trois étapes, nous avons choisi de faire varier leur durée suivant trois valeurs (faible, moyenne, élevée), ce qui donne un nombre élevé de 27 (3^3)

combinaisons possibles. Afin de faire la totalité des essais dans les mêmes conditions d'opération des filtres (même qualité d'eau brute, même débit et mêmes doses de produits chimiques) il était souhaitable de diminuer le nombre d'essais. Nous avons de ce fait adopté un plan statistique d'expériences en trois modalités sur les trois paramètres. Ce plan a été généré par le module "Experimental Design" du logiciel Statistica for Industrial Systems (SIS) StatSoft®. Ce plan optimal comprend 15 essais différents auquel nous avons ajouté un 16ème qui correspond aux conditions normales de remise en service utilisées à l'usine. L'ensemble de ces essais est présenté sous forme codée au tableau 3.4.2.1. Les trois modalités représentent les valeurs maximales, centrale et minimale 1, 0 et −1 respectivement. Elles correspondent aux durées d'arrêt de 0, 15 et 30 minutes, de filtration à l'égout de 0, 2 et 5 minutes et de remise en service graduelle de 0, 15 et 20 minutes. Par exemple pour l'essai No.6 (tableau 3.4.2.1.) la remise en service a été réalisée après un temps d'arrêt de 30 minutes, sans filtration à l'égout et une ouverture graduelle de la vanne modulante de filtration à la réserve sur 10 minutes.

Ce même tableau est repris dans le chapitre IV, section 4.3.2 avec les valeurs réelles des paramètres testés (tableau 4.3.2.1.).

Tableau 3.4.2.1. Plan statistique suivi, généré par Statistica (StatSoft®)

Numéro de stratégie	Arrêt	Filtration à l'égout	Ouverture graduelle
1	-1	-1	0
2	-1	0	1
3	-1	1	0
4	0	1	-1
5	0	-1	1
6	1	-1	0
7	1	0	1
8	0	0	0
9	0	0	0
10	1	1	0
11	0	1	1
12	0	0	0
13	-1	1	-1
14	0	1	-1
15	1	0	-1
16	-1	0	-1
17**	0	-1	-1
18**	-1	-1	-1
19**	0	-1	0

**Stratégies supplémentaires au plan statistique

Le tableau suivant résume les conditions d'opération de tous les cycles de filtration suivis au cours de cette étude.

Tableau 3.4.2.2. Description des cycles de filtration effectués

No. de cycle	Date	No. de filtre	Conditions d'opération	Vitesse de filtration (m/h)
1	17-08-98	13	B5 R9 A0 E2 G0	4,1
2	21-08-98	13	B5 R9 A0 E2 G0	4,1
3	27-08-98	13	B5 R9 A0 E2 G0	4,1
4	04-09-98	12	B5 R9 A0 E2 G0	4,1
5	03-12-98	12	B5 R9 A0 E2 G0	3,2
6	03-12-98	13	B5 R9 A0 E2 G0	3,2
7	08-02-99	12	B5 R9 A0 E0 G10	6,5
8	08-02-99	13	B5 R9 A0 E2 G20	6,5
9	09-02-99	10	B5 R9 A0 E5 G10	6,5
10	09-02-99	11	B5 R9 A15 E5 G0	6,5
11	10-02-99	12	B5 R9 A15 E0 G20	6,5
12	10-02-99	13	B5 R9 A30 E0 G10	6,5
13	11-02-99	10	B5 R9 A30 E2 G20	6,5

Tableau 3.4.2.2. Description des cycles de filtration effectués (suite)

No. de cycle	Date	No. de filtre	Conditions d'opération	Vitesse de filtration (m/h)
14	11-02-99	11	B5 R9 A15 E2 G10	6,5
15	12-02-99	12	B5 R9 A15 E2 G10	6,5
16	12-02-99	13	B5 R9 A30 E5 G10	6,5
17	15-02-99	10	B5 R9 A15 E5 G20	6,5
18	15-02-99	11	B5 R9 A15 E2 G10	6,5
19	16-02-99	12	B5 R9 A0 E5 G0	6,5
20	16-02-99	13	B5 R9 A15 E5 G0	6,5
21	17-02-99	10	B5 R9 A30 E2 G0	6,5
22	17-02-99	11	B5 R9 A0 E2 G0	6,5
23	30-03-99	10	B5 R9 A0 E2 G0	4,3
24	30-03-99	13	B5 R9 A0 E2 G0	4,3
25	02-04-99	11	B5 R9 A0 E2 G0	3,8
26	02-04-99	12	B5 R9 A0 E2 G0	3,8
27	03-04-99	13	B5 R15 A0 E2 G0	3,8
28	03-04-99	10	B10 R9 A0 E2 G0	3,8

Tableau 3.4.2.2. Description des cycles de filtration effectués (suite)

No. de cycle	Date	No. de filtre	Conditions d'opération	Vitesse de filtration (m/h)
29	07-04-99	11	B5 R15 A0 E2 G0	3,8
30	07-04-99	12	B10 R15 A0 E2 G0	3,8
31	08-04-99	13	B10 R9 A0 E2 G0	3,8
32	08-04-99	10	B10 R15 A0 E2 G0	3,8
33	14-04-99	10	B10 R9 A0 E2 G0	3,8
34	14-04-99	13	B5 R9 A15 E0 G0	3,8
35	19-04-99	11	B5 R9 A15 E0 G0	3,8
36	19-04-99	12	B5 R9 A0 E0 G0	3,8
37	24-04-99	11	B5 R9 A15 E0 G0	3,8
38	24-04-99	12	B5 R9 A0 E0 G0	3,8
39	28-04-99	10	B5 R9 A15 E0 G0	4,6
40	29-04-99	13	B5 R9 A15 E5 G0	5,3
41	04-05-99	12	B5 R9 A15 E0 G10	6,0
42	04-05-99	13	B5 R9 A15 E0 G10	6,0

CHAPITRE IV

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre rassemble et discute les principaux résultats obtenus au cours du projet. Ils sont regroupés en quatre grandes parties.

La première partie correspond à un état des lieux, c'est-à-dire, l'évaluation de la performance des filtres dans les conditions usuelles de l'usine. La deuxième partie présente une analyse comparative de la sensibilité de la mesure de trois paramètres de contrôle utilisés dans cette étude. La troisième partie correspond à l'étude de l'effet des différentes conditions d'opérations des filtres sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service. Finalement, d'autres facteurs qui affectent la qualité de l'eau filtrée, tels que la qualité de l'eau brute et le dosage des produits chimiques lors des traitements en amont de la filtration, sont aussi analysés.

4.1. Fonctionnement des filtres à l'usine de Pont-Viau

4.1.1. Équivalence des filtres

Les 16 stratégies de remise en service des filtres ont été réparties sur quatre filtres. Ces filtres, étant à priori de conception initiale identique, l'objectif de cette partie est de vérifier si leurs performances sont comparables. Pour ce faire, chacun des filtres a été lavé et remis en service selon les procédures usuelles de l'usine et pour des conditions de traitement similaires: stabilité à l'eau brute, dosage identique de produits chimiques, eau

décantée de qualité similaire. Les conditions normales de lavage à l'usine correspondent à un lavage à l'air pendant 5 minutes suivi d'un rinçage à l'eau de 9 minutes. Ensuite, la filtration à la réserve est précédée d'une simple filtration à l'égout de 2 minutes.

Quelques caractéristiques de l'effluent de chaque filtre pendant la phase de maturation sont résumées dans le tableau 4.1.1.1. et la figure 4.1.1.1. présente le suivi des comptes de particules à l'eau filtrée pendant les deux premières heures de filtration.

Tableau 4.1.1.1. Comparaison entre les filtres 10, 11, 12 et 13 à la remise en service

Filtre No.	Date du lavage	durée de la phase de mat. (mn)	Maximum en particules/ml (phase de mat.)	Cumulée de particules (phase de mat.)
F13	30 mars 1999	30	397	2,8E+10
F12	2 avril 1999	30	162	1,2E+10
F11	2 avril 1999	30	158	1,1E+10
F10	30 mars 1999	30	166	1,4E+10

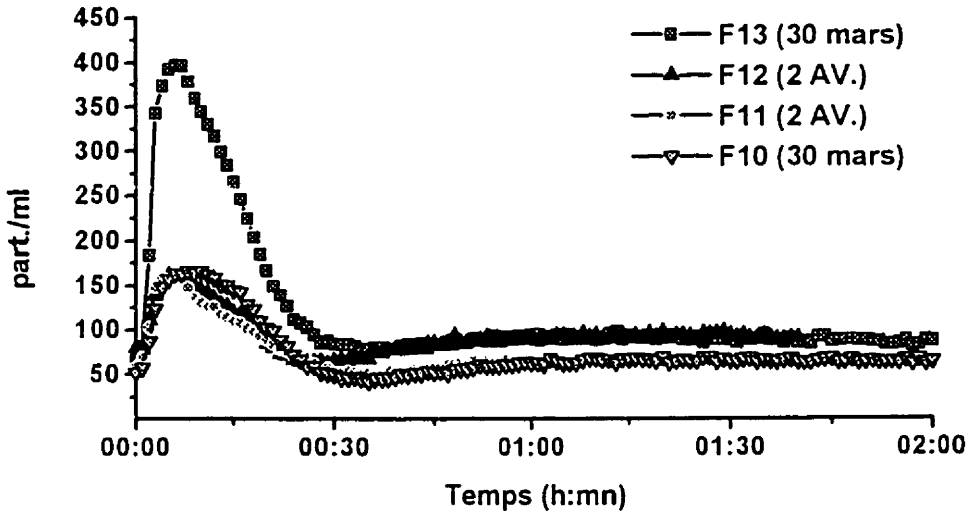


Figure 4.1.1.1. Performance des filtres 10, 11, 12 et 13 à l'Usine Pont-Viau

Les résultats montrent clairement que les performances des filtres 10, 11 et 12 sont comparables. Pendant la phase de maturation, le total cumulé des particules ainsi que l'amplitude maximum de la pointe sur l'effluent du filtre 13 est plus du double qu'à l'effluent des trois autres filtres. Par contre, la durée de la phase de maturation est pratiquement la même pour les quatre filtres (environ 30 minutes), ce qui suggère que ce paramètre est plutôt fonction du débit de filtration (résultats confirmés par la figure 4.1.3.1.).

Les différences de la qualité de l'eau filtrée sont faibles en dehors de la phase de maturation pour les quatre filtres. Il convient cependant d'accorder une attention particulière à la période de maturation qui selon Colton *et al.*, (1996) peut représenter

40% du nombre total de particules passant au cours de tout un cycle de filtration et peut donc revêtir une importance sanitaire considérable.

Pour comprendre cette différence entre le fonctionnement du filtre 13 et celui des filtres 10, 11 et 12, des analyses granulométriques ont été réalisées sur des échantillons de matériau filtrant prélevés à différentes profondeurs dans chacun des filtres.

La figure 4.1.1.2. présente l'évolution du diamètre effectif (D_E) et du coefficient d'uniformité (C_U) selon la profondeur pour les filtres 10, 11, 12 et 13.

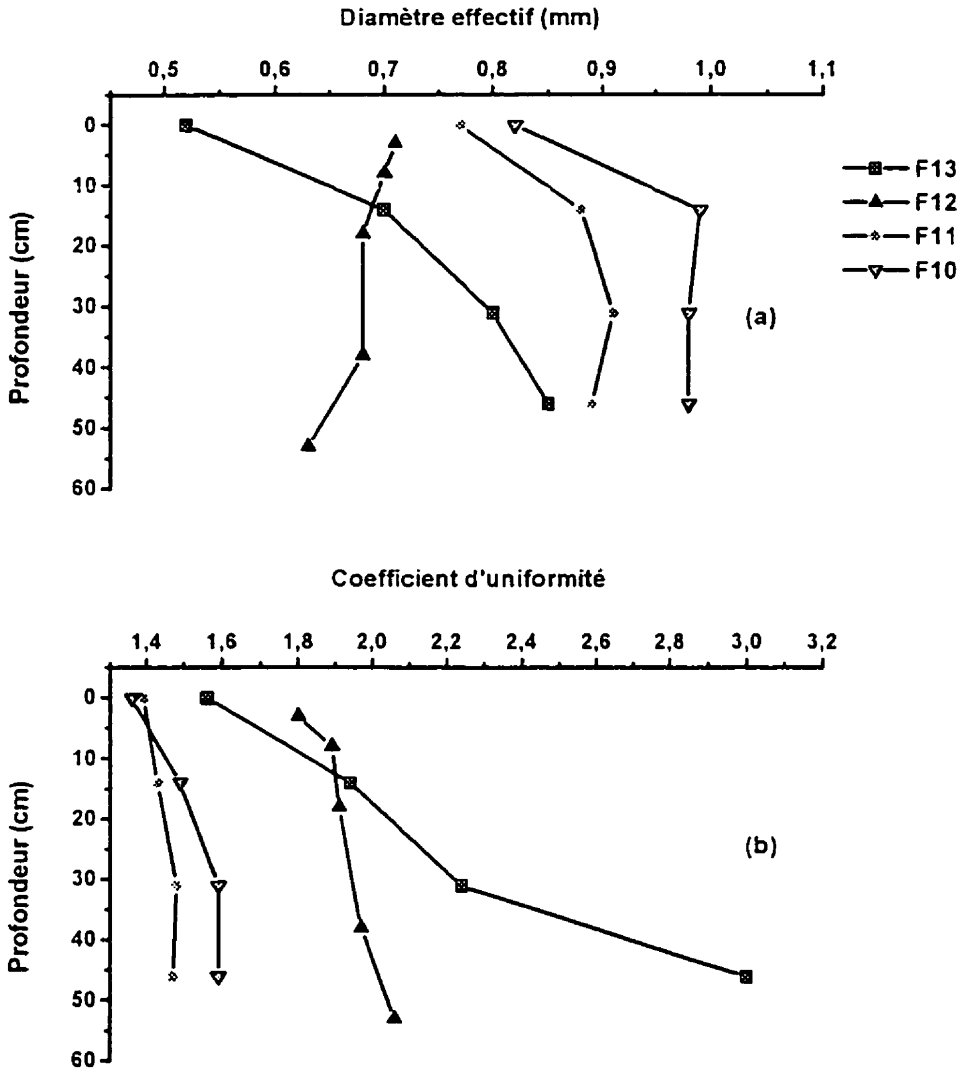


Figure 4.1.1.2. Variation des caractéristiques granulométriques en fonction de la profondeur dans les filtres 10, 11, 12 et 13 de l'Usine Pont-Viau

Ces résultats révèlent une bonne uniformité du matériau des filtres 10, 11 et 12 sur toute la profondeur du lit filtrant alors que le matériau dans le filtre 13 présente une nette

stratification, la taille des grains augmentant avec la profondeur. Ces résultats suggèrent que l'enlèvement de particules et de la turbidité serait meilleur dans un lit filtrant homogène et non stratifié que lorsque le C_U est élevé et le matériau filtrant stratifié.

En comparant les filtres 10, 11 et 12, le matériau filtrant du filtre 12 est moins homogène (C_U plus élevé). L'impact de ce paramètre semble compenser par un plus faible diamètre effectif pour le filtre 12 comparé au filtre 10 et au filtre 11 puisque les performances des trois filtres sont similaires.

Étant donné que ce type de caractérisation du matériau filtrant n'a pas été faite à la mise en route des filtres (1992), il n'est pas à exclure que le matériau filtrant du filtre 13 ne soit pas identique. Toutefois, l'effet de nombreux lavages et cycles de filtrations sur le matériau filtrant au cours du temps n'est pas à négliger.

4.1.2. Évaluation des paramètres de remise en service normale des filtres à l'usine Pont-Viau

Suite à un lavage, la plupart des usines de production d'eau potable mettent en œuvre une filtration à l'égout, avant la filtration à la réserve. C'est le cas à l'usine Pont-Viau qui filtre à l'égout pendant 2 minutes. En effet, selon certains auteurs (Bellamy *et al.*, 1993) la filtration à l'égout permet d'éliminer une partie de l'eau dégradée au début du cycle de filtration.

Dans les conditions normales d'opération de l'usine, la filtration à l'égout est faite à une vitesse moyenne de 7,5 m/h qui est fixée par l'ouverture d'une vanne papillon dont

l'ouverture maximale permet une filtration à 11 m/h. Ce chapitre analyse la qualité de l'effluent des filtres pendant cette période de 2 minutes.

La lecture des comptes de particules ne donne pas d'information puisque les compteurs de particules ne donnent de valeurs que toutes les minutes. Pour suivre la qualité de l'eau filtrée à l'égout, quatre mesures de turbidité à l'eau filtrée ont donc été faites à 30 secondes d'intervalles pendant les 2 minutes de filtration à l'égout. La figure 4.1.2.1. présente les résultats obtenus pour un suivi du cycle No.4 (voir tableau 3.4.2.2.). Sur cette figure le temps zéro correspond au début de la filtration à l'égout.

Nous nous rendons compte que la turbidité à l'eau filtrée à l'égout est plus faible que pendant toute la phase de maturation où l'eau est envoyée à la réserve. En effet, la phase de maturation ne commence en réalité qu'à la fin de la filtration à l'égout. Cette observation est valable pour les quatre filtres étudiés et dans tous les cas de figure d'une filtration à l'égout de 2 minutes.

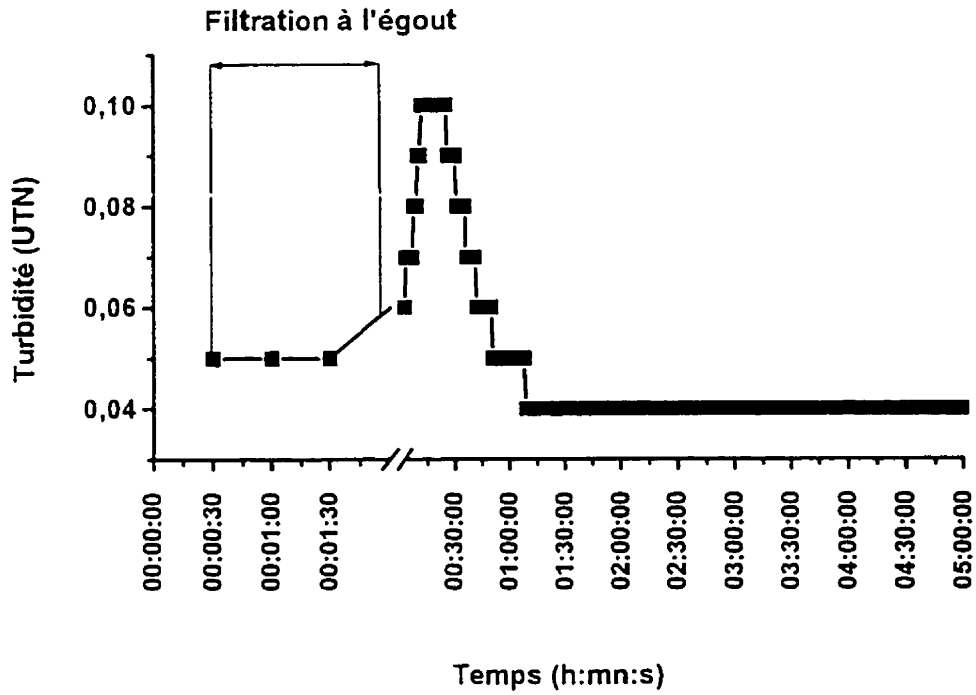


Figure 4.1.2.1. Qualité de l'eau filtrée à l'égout après un lavage

Le mode d'opération des lavages permet de mieux comprendre ce phénomène: à la fin du lavage, les filtres sont remplis par l'eau de bonne qualité, préalablement filtrée à la réserve, jusqu'à une submergeance de 1,1 m. Le volume d'eau contenu dans le fond des filtres est d'environ 12 m^3. À une vitesse de filtration à l'égout de 7,5 m/h, ce volume équivaut à 80% du volume total d'eau filtrée à l'égout pendant une période de 2 minutes, soit 14,6 m^3. Dans ces conditions, la filtration à l'égout de 2 minutes n'élimine que très partiellement l'eau de qualité dégradée de la phase de maturation.

Cette période de filtration à l'égout correspond alors à la période de décalage décrite par Amirtharajah et Westein, (1980), et qu'ils ont attribuée à la présence de l'eau de lavage dans le fond de filtre.

4.1.3. Évolution de la qualité de l'eau filtrée au cours d'un cycle de filtration

Dans un cycle de filtration, les périodes où l'eau filtrée est de moins bonne qualité sont normalement la phase de maturation (début du cycle) et la phase de la percée à la fin du cycle de filtration. Tous les filtres présentent une phase de maturation à la suite d'un lavage. Cependant, l'apparition d'une percée à la fin du cycle dépend des paramètres d'opération des filtres (durée du cycle, consignes de lavage). Dans le cas de l'usine Pont-Viau, la consigne de perte de charge ou de durée de filtration ne permettent pas d'observer une dégradation de la qualité de l'eau filtrée en fin de cycle.

4.1.3.1. La phase de maturation

La figure 4.1.3.1. présente l'allure typique de l'évolution des comptes totaux de particules supérieures à 2 µm au début d'un cycle de filtration. Les conditions d'opération correspondent aux conditions de lavage et de remise en service utilisées normalement à l'usine et la vitesse de filtration au cours de cet essai était de 6,5 m/h. Le temps zéro correspond à la remise en service du filtre, c'est-à-dire, après la filtration à l'égout.

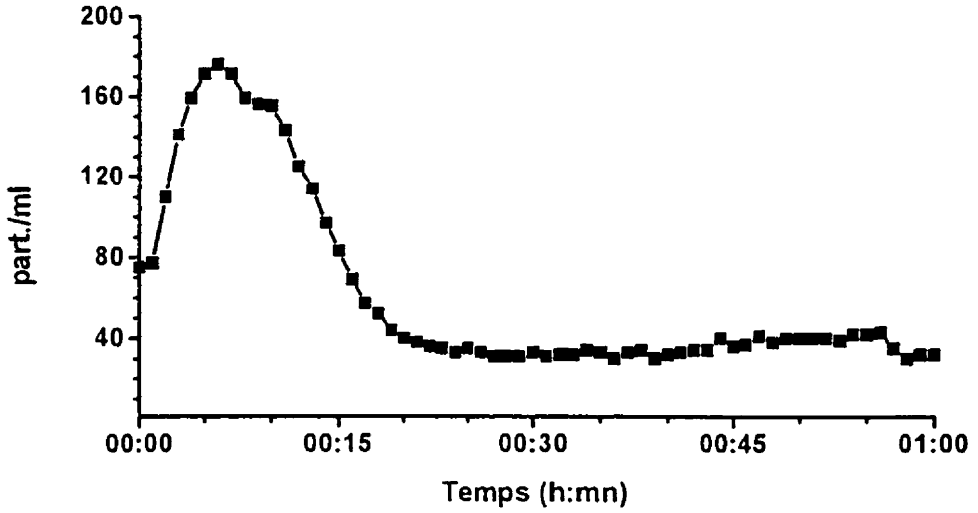


Figure 4.1.3.1. Évolution typique des comptes de particules au début du cycle de filtration (cycle No.22) à l'usine Pont-Viau

À la remise en service des filtres, la phase de décalage, due à l'eau du fond de filtre, est éliminée par la filtration à l'égout.

Selon les essais réalisés par Amirtharajah et Wetstein, (1980), la phase de maturation est caractérisée par deux pointes de turbidité. Ces essais ont été réalisés sur des filtres pilotes de 30 cm de sable. La première pointe serait attribuable à la présence des résidus de lavage dans le matériau filtrant alors que la deuxième pointe serait due à l'eau qui se trouve au-dessus du matériau filtrant à la fin du lavage. Cette double pointe n'a pas été clairement identifiée au cours de notre étude. La présence de la deuxième pointe pendant la phase de maturation dépend non seulement de la qualité de l'eau qui se trouve par-

dessus le matériau filtrant mais aussi des paramètres de conception du filtre. En effet, l'augmentation de l'épaisseur du lit filtrant permet de réduire l'amplitude de la deuxième pointe, voire de l'éliminer.

4.1.3.2. Suivi journalier du cycle de filtration

Même si aucune percée n'a été observée à l'eau filtrée à la fin du cycle de filtration, tant pour les comptes de particules, la turbidité que pour les comptes de BSA, il en est tout autre de l'évolution de ces paramètres dans la profondeur du lit filtrant au cours d'un cycle complet de filtration. C'est ce qui est montré sur la figure 4.1.3.3. pour chacun des trois paramètres pour un cycle de filtration qui a duré 5 jours (cycle No.6, voir tableau 3.4.2.2.).

Au début du cycle de filtration, l'enlèvement de particules, de la turbidité et des spores s'effectue majoritairement à l'interface eau-anthracite, puis de plus en plus en profondeur au fur et à mesure que le cycle de filtration avance. C'est ainsi que la dégradation de la qualité de l'eau (turbidité, BSA) perceptible le deuxième jour à 9 cm de profondeur (E_2) l'est à 19 cm de profondeur (E_3) le troisième jour. Toutefois, l'encrassement des filtres n'a jamais atteint ni dépassé la profondeur de 40 cm (E_4) dans l'anthracite. La qualité de l'eau filtrée est demeurée constante depuis la fin de la phase de maturation jusqu'à la fin du cycle de filtration. Les trois paramètres suivis semblent évoluer de la même façon pendant le cycle.

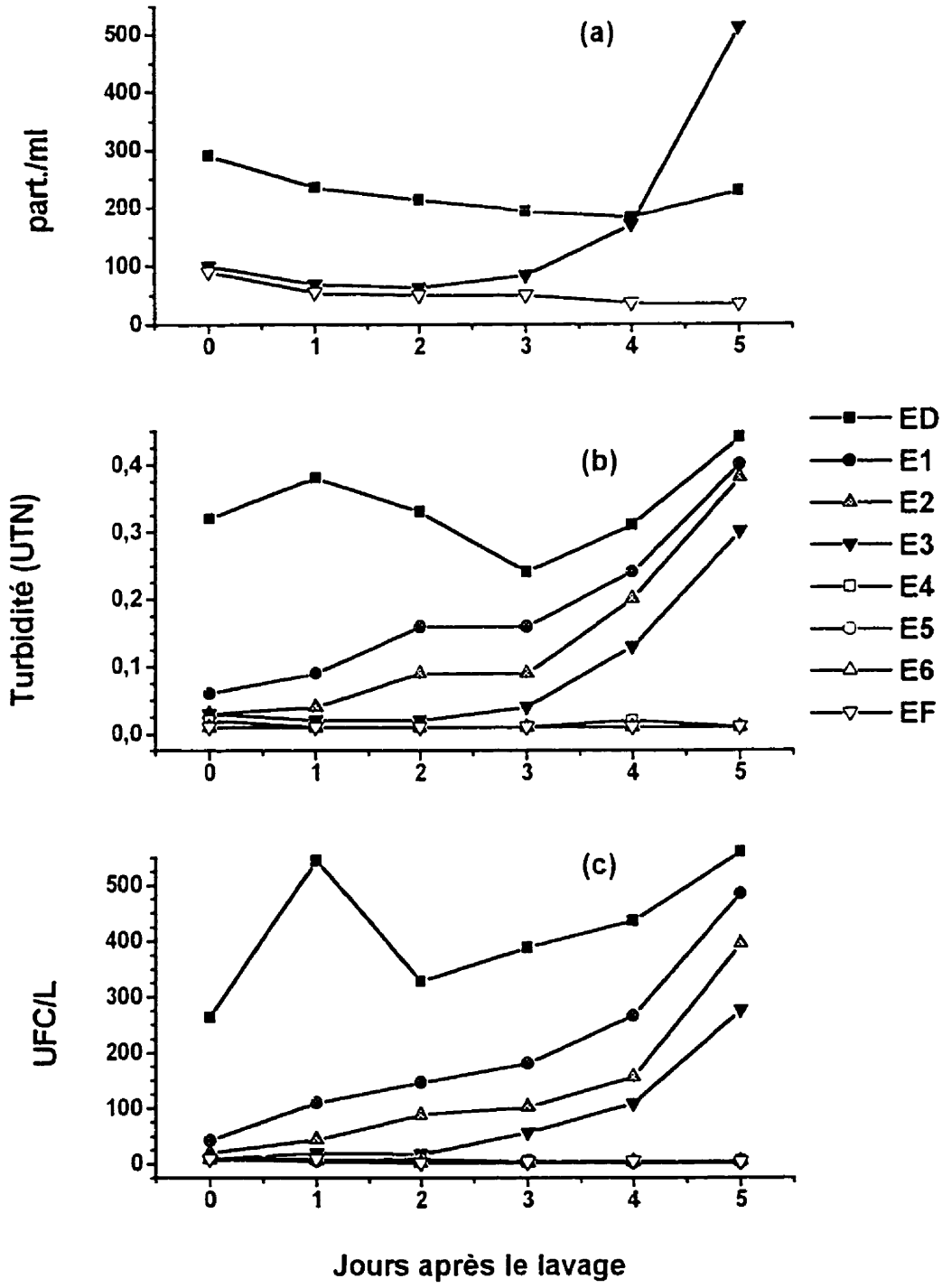


Figure 4.1.3.3. Évolution moyenne de la qualité de l'eau dans le matériau filtrant pour un cycle complet

L'évolution du nombre de particules, de la turbidité ainsi que des BSA à travers le matériau filtrant semble correspondre au mécanisme d'enlèvement de particules proposé par Amirtharajah, (1988). Selon cet auteur, les particules s'attachent aux grains du matériau filtrant en remplissant les espaces vides. La présence des particules dans les pores vides du matériau y provoque l'augmentation de la vitesse de l'eau et des forces de cisaillement. En conséquence, les particules initialement attachées se détachent pour se raccrocher plus en profondeur dans le matériau. La filtration en profondeur est la conséquence des processus d'attachement-détachement successifs et progressifs à partir de l'interface eau-matériau vers le fond du filtre.

Rappelons qu'à l'usine Pont-Viau, le lavage des filtres est initié sur une base de consignes à trois niveaux: pertes de charge de 1,4 m, durée de filtration de 150 heures ou turbidité à l'eau filtrée de 0,2 UTN. Le premier des trois paramètres atteint génère une demande de lavage. En général, à l'usine Pont-Viau, c'est les pertes de charge et secondairement la durée de filtration qui conditionnent les lavages des filtres. En effet, même si la turbidité à l'eau filtrée est encore stable, une augmentation excessive de la durée du cycle de filtration peut aboutir à une baisse du débit de filtration due à des pertes de charge trop élevées. Ce phénomène pourrait même engendrer une dégradation de la qualité de l'eau filtrée.

Les consignes de lavage des filtres paraissent donc conservatrices et le lit filtrant ne paraît en fait utilisé que sur 25 % de sa profondeur. En terme de qualité de l'eau filtrée, ceci constitue une marge de sécurité considérable.

4.2. Sensibilité des paramètres de contrôle

Le nombre de particules, la turbidité et le nombre de BSA sont les paramètres de contrôle utilisés dans cette étude afin de déterminer la performance des filtres de l'usine Pont-Viau. L'étude a également porté sur la fiabilité de ces paramètres de contrôle, leurs caractéristiques et leurs limites d'application.

Dans la plupart des essais réalisés, les variations du nombre de particules, de la turbidité et du nombre de BSA ont suivi une même tendance. La sensibilité aux changements de fonctionnement des filtres ainsi que la disponibilité de chaque paramètre sont néanmoins différentes. Une comparaison entre l'évolution du nombre de particules, de la turbidité et du nombre de BSA est donc présentée dans ce chapitre.

4.2.1. Comparaison entre la turbidité et le compte de particules

Malgré la ressemblance entre l'évolution de la turbidité et le compte de particules à la fin du cycle de filtration (voir figure 4.1.3.3.), ces paramètres présentent des sensibilités différentes lors de la remise en service.

La figure 4.2.1.1. montre l'évolution de la turbidité et du nombre de particules au cours de la remise en service du filtre 13 (cycle No.34, voir tableau 3.4.2.2.).

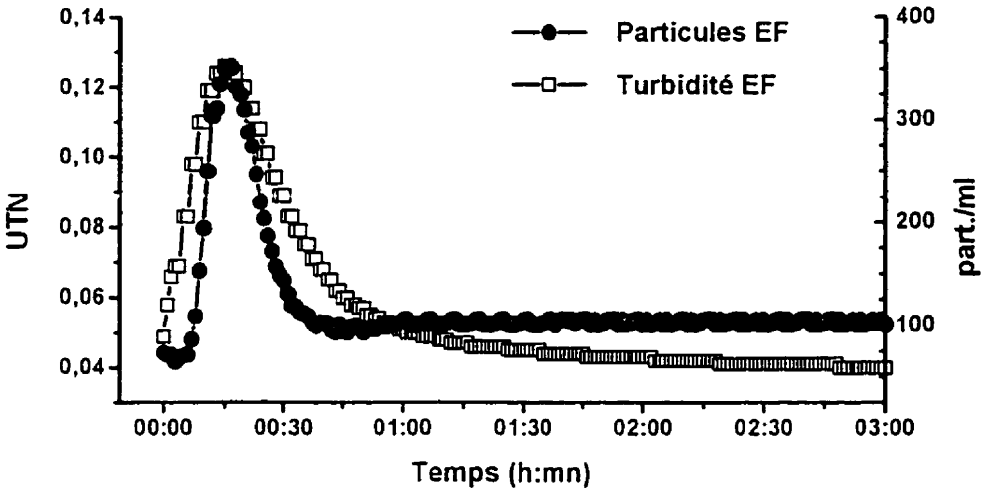


Figure 4.2.1.1. Évolution de la turbidité et du nombre de particules au début d'un cycle de filtration

Les deux paramètres identifiés présentent la pointe correspondant à la phase de maturation, suivie d'une période stable. Pourtant, de façon générale, la durée de la pointe en particules se produit pendant une plus courte durée que celle de la turbidité. Ceci pourrait être expliqué par une présence, pendant la phase de maturation, de fines particules de taille inférieure à 2 µm que les compteurs de particules ne peuvent détecter. Une proportion importante de fines particules serait générée lors du lavage par l'effritement occasionné par le brassage à l'air et qui ne seraient pas éliminées pendant le rinçage. La turbidité, qui prend en compte l'ensemble des particules, semble donner une phase de maturation plus longue.

Pour confirmer cette hypothèse, des essais complémentaires ont été réalisés. Des échantillons d'un litre d'eau filtrée ont été prélevés à 3, 8, 16, 22 et 40 minutes après la remise en service, soit pour couvrir l'ensemble de la période de maturation. Par la suite, un volume de 25 ml de chaque échantillon a été filtré en duplicata sur des membranes d'acétate de cellulose de porosité de 5, 3, 1,2, 0,8 et 0,45 µm. La porosité des membranes a été choisie afin de connaître la contribution des particules inférieures à 2 µm dans la turbidité pendant la phase de maturation. Ainsi, la turbidité a été mesurée sur chaque filtrat.

La figure 4.2.1.2. illustre les valeurs de la turbidité à l'eau filtrée prélevée aux temps mentionnés et celle des filtrats suite à la filtration sur membrane pour les différentes porosités.

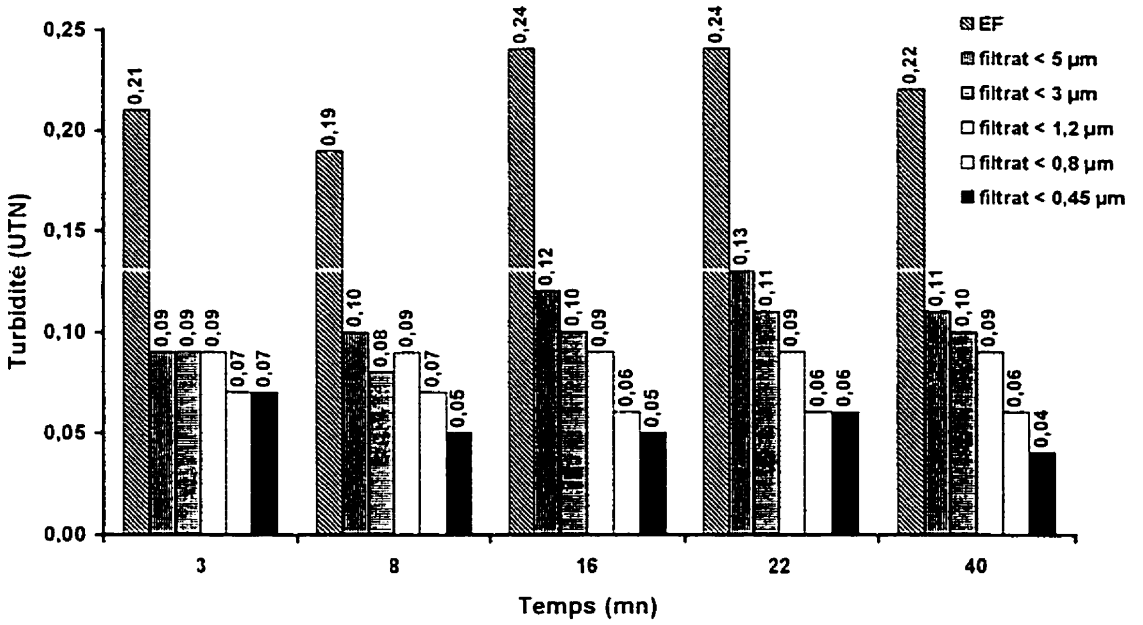


Figure 4.2.1.2. Contribution des particules à la turbidité de l'eau filtrée selon la taille (période couvrant une phase de maturation)

Les résultats montrent qu'une partie importante de la turbidité est affectée par les particules de taille supérieure à 5 µm et par les particules dont la taille est comprise entre 0,45 µm et 3 µm. En effet, la turbidité de l'eau filtrée diminue considérablement après la filtration sur membrane de porosité de 5 µm pour chacun des temps de prélèvement sélectionnés. De la même façon, la turbidité continue à diminuer après les filtrations sur membranes de porosité comprise entre 0,45 µm et 3 µm.

La diminution de la turbidité des filtrats est d'autant plus progressive après les trois premières minutes de filtration suite à la remise en service. 67 % du volume total d'eau filtrée au cours des trois premières minutes, correspond à l'eau contenue dans le fond des filtres alors que 33 % correspond à l'eau contenue dans les derniers 10 cm de matériau

filtrant à la fin du lavage. Étant donné qu'une partie importante du volume total filtré au cours des trois premières minutes correspond à l'eau de la réserve, la turbidité de l'eau filtrée pour cette période est donc faiblement affectée par les particules qui se trouvent dans le matériau filtrant. Ceci pourrait expliquer les différences de profils de turbidité entre l'échantillon prélevé à 3 minutes et les suivants.

De façon complémentaire, la figure 4.2.1.3. montre les pourcentages de contribution à la turbidité totale des particules par gamme de taille.

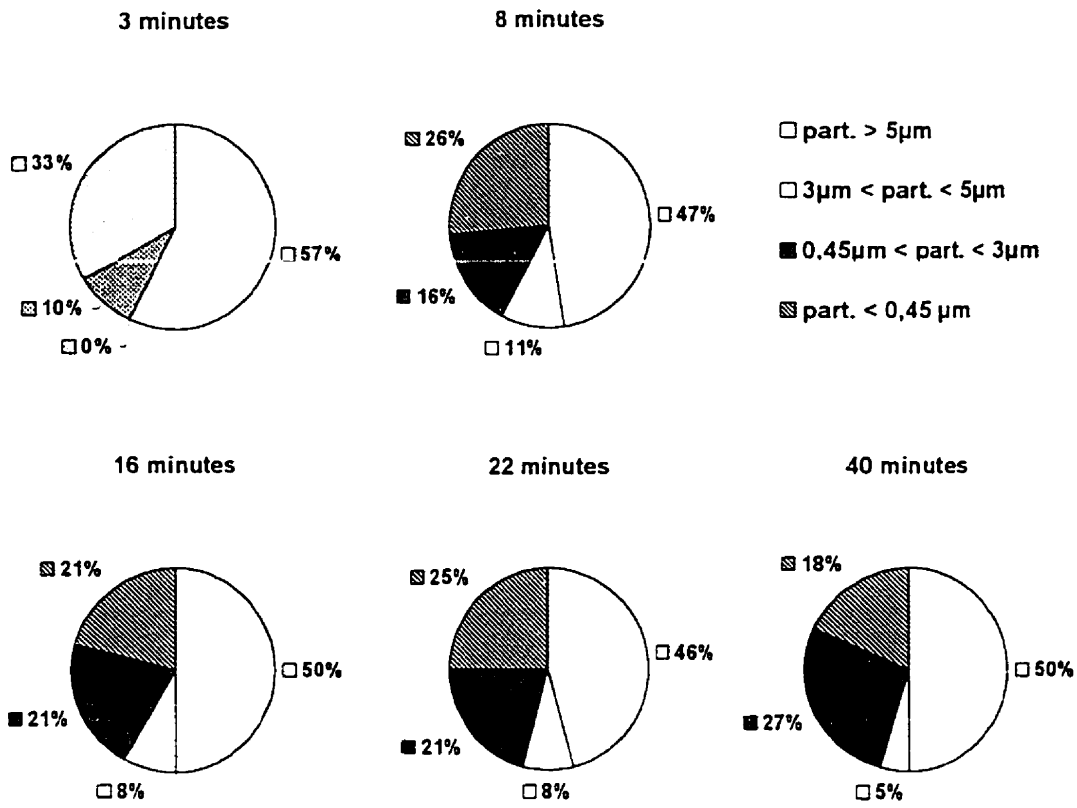


Figure 4.2.1.3. Pourcentages de la contribution de chaque gamme de taille de particules à la turbidité de l'eau filtrée

Les particules qui sont détectées par les compteurs de particules sont les particules comprises entre 3 µm et 5 µm. Pour ces particules, la contribution à la turbidité est peu significative (entre 0 et 11%).

De façon générale, les particules inférieures à 3 µm, qui ne seraient pas détectées par les compteurs de particules (seuil de mesure 2 µm) contribuent considérablement à la

turbidité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation avec un pourcentage de 28% à 60%.

Les résultats de la figure 4.2.1.4. confirment que la distribution des particules selon la taille pendant la phase de maturation est très différente de celle observée pendant le reste du cycle. Les pourcentages de particules de petite taille sont en effet majoritaires lors de la phase de maturation.

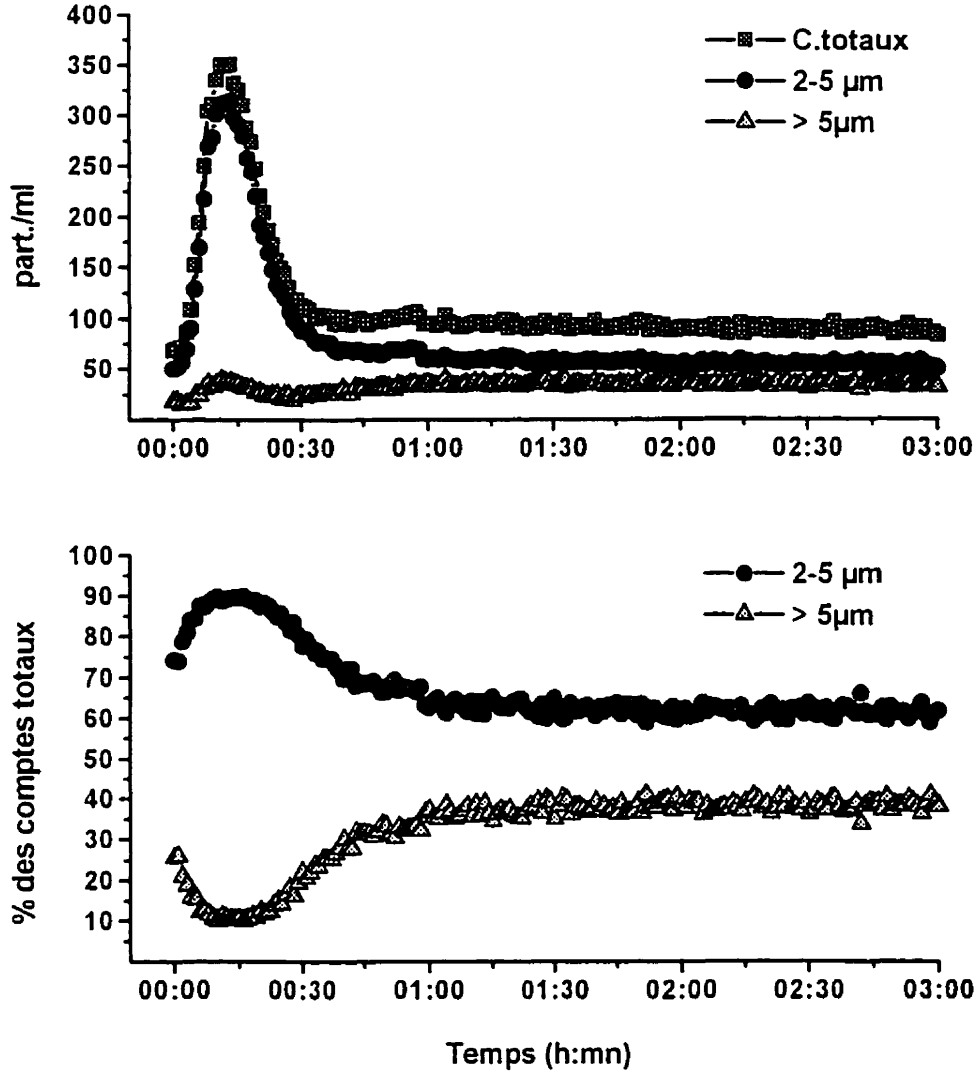


Figure 4.2.1.4. Évolution du nombre et des proportions de particules par gamme de tailles à la remise en service

Ainsi, la pointe de la phase de maturation en termes de nombre de particules est affectée presque dans sa totalité par les particules comprises entre 2 µm et 5 µm. Dans cette

gamme de tailles, les particules contribuent à la pointe de la phase de maturation de 70 % à 90 % des comptes totaux. Par contre, les particules qui affectent le moins la pointe de turbidité pendant la phase de maturation sont les particules comprises entre 3 µm et 5 µm, avec une contribution de 0 % à 11 % (voir figure 4.2.1.3.). La turbidité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation serait alors plus affectée par les particules qui ne sont pas détectées par les compteurs de particules que par les particules de taille supérieures à 5 µm (qui sont en faible quantité). Ceci explique le décalage observé entre la pointe de la turbidité et du nombre de particules pendant la phase de maturation.

Par ailleurs, les compteurs de particules détectent plus facilement les changements du fonctionnement des filtres que les mesures de la turbidité. La figure 4.2.1.5. illustre un exemple de la sensibilité des compteurs de particules par rapport à la turbidité. Cette figure présente un cas particulier du fonctionnement des filtres, où la qualité de l'eau filtrée est affectée par des variations cycliques de l'eau décantée[5] (cycle No.38).

[5] Le phénomène des variations de la qualité de l'eau décantée sera analysé postérieurement dans le chapitre 4.4.1

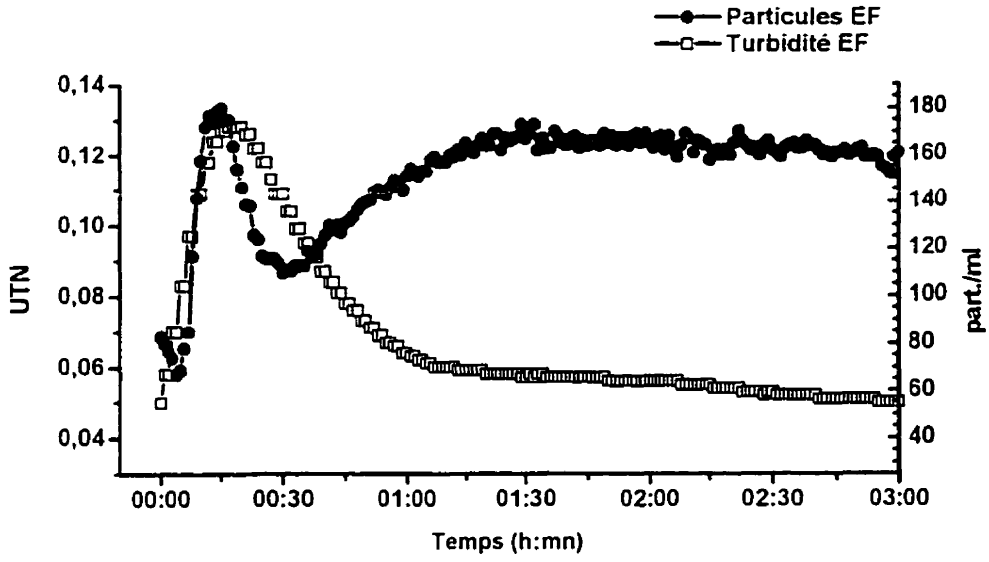


Figure 4.2.1.5. Évolutions comparées des comptes de particules et de la turbidité au début du cycle No.38

Le nombre de particules augmente de façon très importante après la phase de maturation, tandis que la turbidité demeure constante.

L'évolution des comptes de particules par gamme de tailles, pour le cas présenté ci-dessus, est illustrée sur la figure 4.2.1.6.

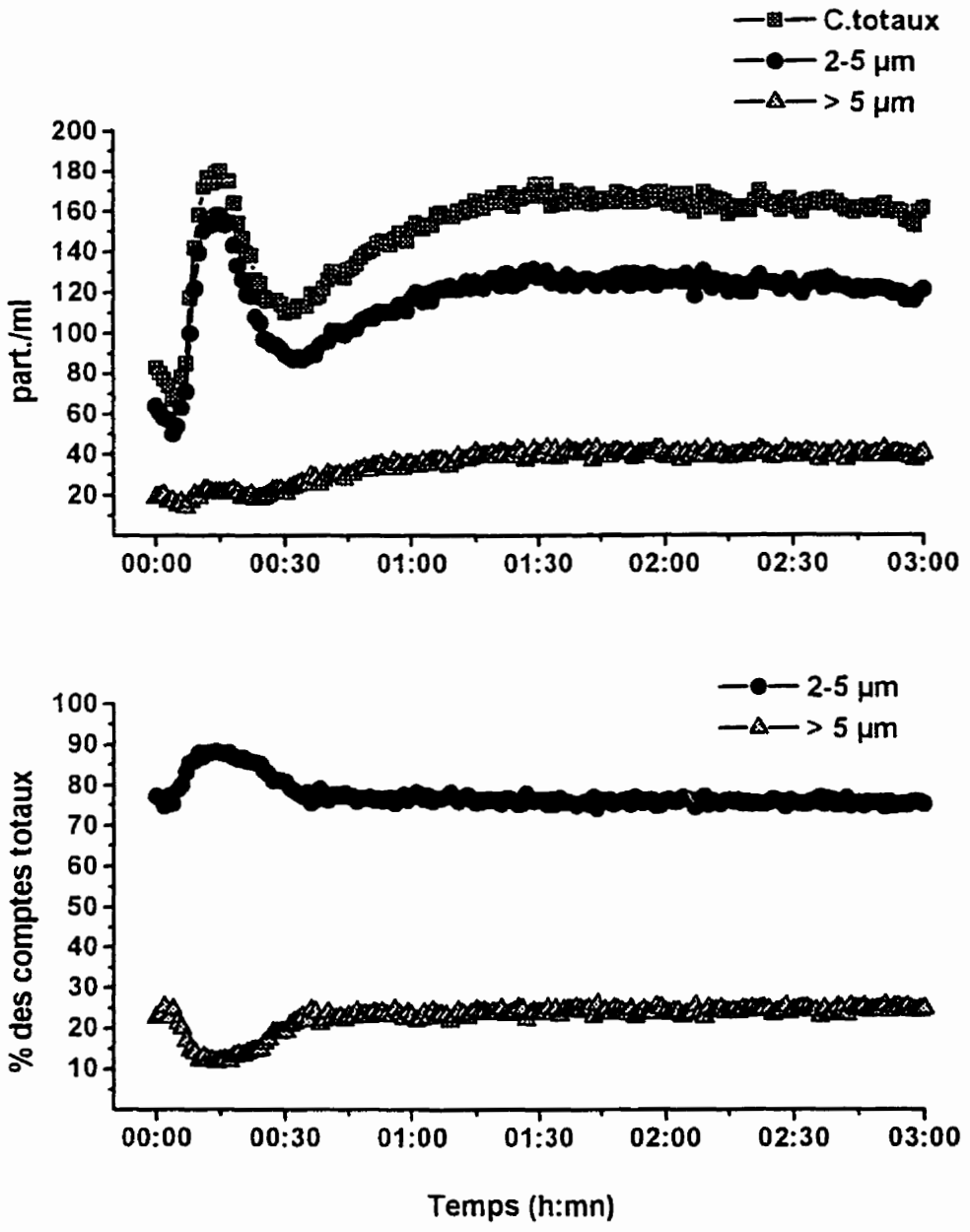


Figure 4.2.1.6. Évolution du nombre et des proportions de particules par gamme de tailles après la phase de maturation

L'analyse de l'évolution du nombre de particules par gamme de tailles montre que l'augmentation des comptes totaux après la période de maturation est affectée principalement par les particules dont la taille est comprise entre 2 µm et 5 µm qui représentent environ 80 % du nombre total de particules. En dehors de la période de maturation du filtre, les pourcentages de chaque gamme de particules restent relativement constants.

Ces résultats confortent l'interprétation avancée précédemment sur la présence d'une importante proportion des fines particules à la remise en service qui elles ne sont pas détectées par les compteurs de particules HACH 1900 WPC. Par contre, après la phase de maturation, le nombre de particules détectées par les compteurs, dont la taille est supérieure à 2 µm, augmente à l'eau filtrée. Selon les résultats obtenus (figure 4.2.1.5.) ces particules contribuent peu à la turbidité de l'eau filtrée. Ces observations confirment celles de Gregory, (1994) selon lesquelles pour une même concentration de particules la turbidité diminue lorsque la taille des particules augmente (entre 0,25 µm et 6 µm). Étant donné que les particules de taille comprise entre 2 µm et 5 µm contribuent considérablement à l'augmentation du nombre de particules observée après la phase de maturation, la mesure de la turbidité est moins sensible pour détecter les différentes variations enregistrées par les compteurs de particules.

4.2.2. Les bactéries sporulantes aérobies (BSA)

Au cours de cette étude, la variation mesurée du nombre de BSA est similaire à celle de la turbidité. Cette corrélation a déjà été remarquée dans les études réalisées par Rice *et al.*, (1996),. Il est à noter que la fiabilité de la mesure des spores est dépendante de la quantité de spores présentes dans l'échantillon à analyser. Le nombre de spores dénombré dans l'eau brute varie de façon considérable avec les saisons et les facteurs climatologiques.

De façon comparative, la figure 4.2.2.1. montre les tendances de l'évolution de la turbidité et du nombre de BSA à la remise en service du filtre 13. L'évolution de la turbidité à l'eau filtrée est semblable à celle des spores de BSA, ce qui a été observé dans plusieurs des essais, même si, les limites de confiances statistiques du dénombrement de BSA sont prises en compte (tableau 4.2.2.1.).

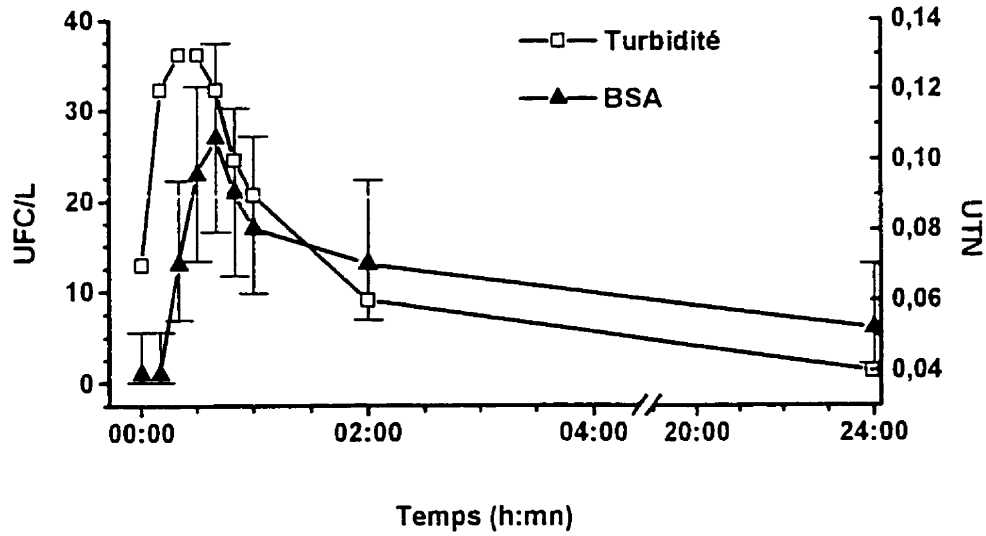


Figure 4.2.2.1. Comparaison de l'évolution de la turbidité et des comptes de BSA

L'énumération des spores de BSA est par conséquent peu fiable, surtout pour les faibles valeurs (inférieures à 20 UFC/L), comme c'est souvent le cas de l'eau filtrée à l'usine Pont-Viau, en dehors des périodes de renversement.

En effet, les BSA étant des micro-organismes se trouvant dans les sols, leur présence dans les eaux de surface est affectée par les effets climatologiques, tels que la pluie, le ruissellement et les renversements automnal et printanier (Bucklin *et al.*, 1988).

Le tableau 4.2.2.2. illustre les variations observées dans le cadre de notre projet pour différentes périodes de l'année.

Tableau 4.2.2.1. Limites de confiance pour les comptes de BSA (tiré du Standard Methods of Water, 1992)

UFC/L	95% Limite de confiance	
	minimum (UFC/L)	maximum (UFC/L)
0	0,0	3,7
1	0,1	5,6
2	0,2	7,2
3	0,6	8,8
4	1,0	10,2
5	1,6	11,7
6	2,2	13,1
7	2,8	14,4
8	3,4	15,8
9	4,0	17,1
10	4,7	18,4
11	5,4	19,7
12	6,2	21,0
13	6,9	22,3
14	7,7	23,5
15	8,4	24,8
16	9,4	26,0
17	9,9	27,2
18	10,7	28,4
19	11,5	29,6
20	12,2	30,8
*21	11,8	30,2
*22	12,6	31,4
*23	13,4	32,6
*24	14,2	33,8
*25	15,0	35,0
*26	15,8	36,2
*27	16,6	37,4
*28	17,4	38,6
*29	18,2	39,8
*30	19,0	41,0

*Les limites pour les comptes supérieures à 20 doivent être calculées selon les formules suivantes:

$C_{min} = C - 2*C^{1/2}$ $\quad$ $C_{max} = C + 2*C^{1/2}$

Tableau 4.2.2.2. Variation du nombre de BSA selon les périodes de l'année

	17 septembre 1998 prélèvement à 50 mn après la R.S. (automne)		3 décembre 1998 prélèvement à 15 mn après la R.S. (automne)		7 avril 1999 prélèvement à 50 mn après la R.S. (renversement)	
	UFC/L	Limites statistiques	UFC/L	Limites statistiques	UFC/L	Limites statistiques
ED	85	66,6-103,4	156	131,0-181,0	1668	1586-1749
E_1	52	37,6-66,4	68	51,5-84,5	-	-
E_2	9	4,0-17,1	46	32,4-59,6	1068	1002-1133
E_3	7	2,8-14,4	38	25,7-50,3	-	-
E_4	5	1,6-11,7	50	35,9-64,1	24	14,2-33,8
E_5	7	2,8-14,4	55	40,2-69,8	-	-
E_6	5	1,6-11,7	40	27,4-52,7	-	-
EF	4	1,0-10,2	28	17,5-38,6	8	3,4-15,8

4.3. Impact de différentes conditions d'opération des filtres

La qualité de l'eau filtrée au début du cycle de filtration dépend des conditions d'opération des filtres. Différentes conditions de lavage et de remise en service ont été analysées dans cette étude. L'impact des paramètres du lavage et de la remise en service des filtres sur la qualité de l'eau filtrée est présenté dans ce chapitre.

4.3.1. Le lavage

D'après des études réalisées par Amirtharajah, (1978) la qualité du lavage affecte la performance des filtres à la remise en service. L'auteur a montré qu'un lavage à l'eau seulement est peu performant par rapport à un lavage à l'eau et à l'air combiné Ce dernier provoque des collisions plus importantes entre les particules en les détachant du matériau filtrant. D'autres auteurs se sont plutôt intéressés à l'effet de la durée du lavage sur la performance des filtres à la remise en service. Ainsi, Colton *et al.*, (1996) ont déterminé qu'un lavage de courte durée limite l'élimination des impuretés accumulées dans le matériau filtrant. Par contre, un lavage de longue durée risque de libérer excessivement les pores du matériau filtrant et ainsi entraîner le passage d'un plus grand nombre de particules pendant la phase de maturation.

Dans les conditions normales d'opération de l'usine Pont-Viau, le lavage des filtres comprend un brassage à l'air pendant 5 minutes et un rinçage à l'eau pendant 9 minutes. Afin de déterminer les paramètres d'un lavage optimal, l'effet d'une augmentation de la durée de chacune des deux phases du lavage a été étudié à l'aide de quatre combinaisons, 5 et 10 minutes pour le lavage à l'air, 9 et 15 minutes pour le rinçage à l'eau.

Pour faciliter la visualisation des courbes et leur interprétation, les stratégies sont comparées deux à deux sur les figures 4.3.1.1. et 4.3.1.2. Les essais présentés correspondent aux cycles 23, 29, 30 et 33 (voir tableau 3.4.2.2.). La nomenclature utilisée sur les figures est la suivante: B5 R9 correspond à un brassage à l'air pendant 5 minutes suivi d'un rinçage à l'eau pendant 9 minutes.

La figure 4.3.1.1. présente l'impact de la durée du brassage à l'air, en comparant, d'une part les essais B5 R9 et B10 R9 (graphique a) et d'autre part les essais B5 R15 et B10 R15 (graphique b). La turbidité à l'eau décantée était identique lors des essais des figures 4.3.1.1. (a) et (b), soit 0,4 UTN et 0,9 UTN respectivement.

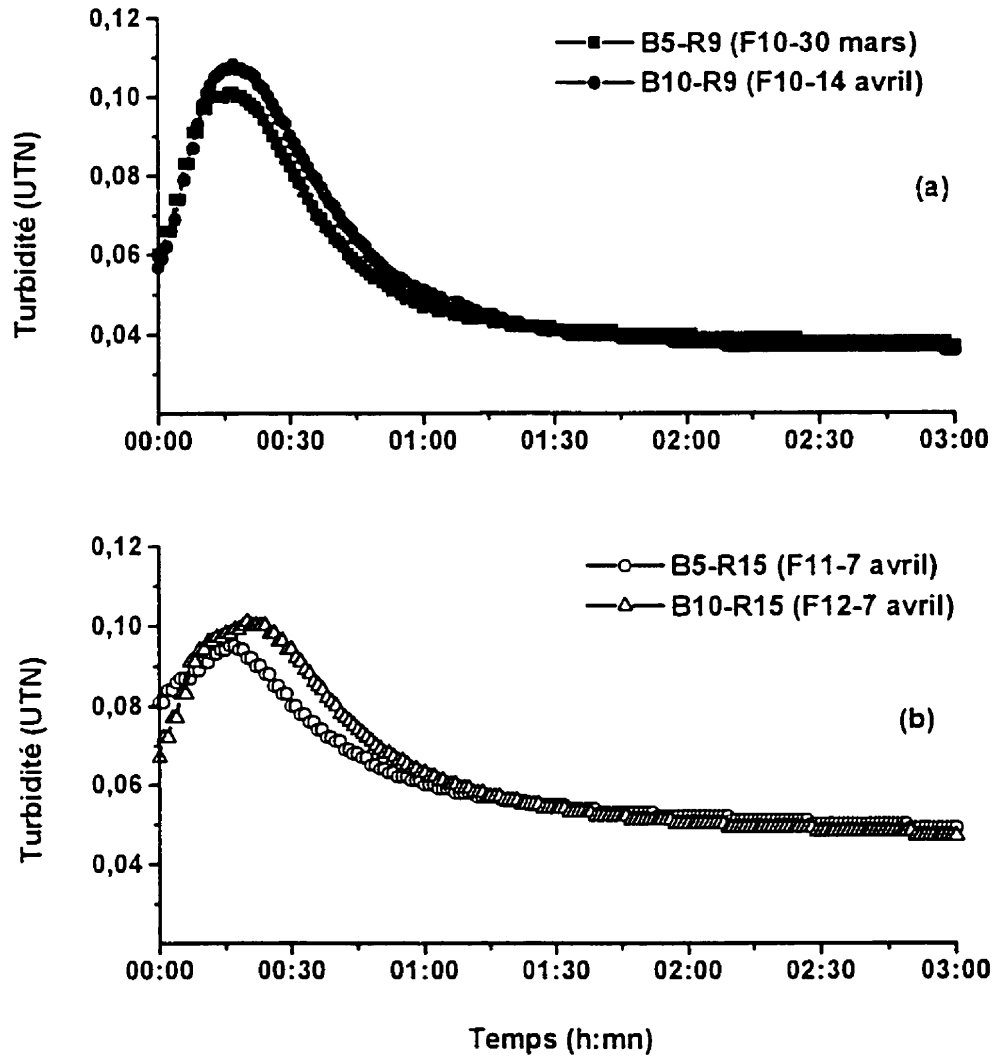


Figure 4.3.1.1. Impact de la durée du brassage à l'air sur la phase de maturation

Dans les deux cas un brassage à l'air prolongé augmente la pointe de turbidité pendant la phase de maturation. Ce brassage intense provoquerait en effet le détachement mais aussi l'effritement des impuretés du matériau filtrant rendant leur évacuation plus longue

pendant le rinçage. Aussi, les particules n'étant pas soumises à une force ascendante, pénètrent plus profondément dans le filtre. D'autre part, le brassage vigoureux pourrait entraîner une augmentation de la porosité du lit filtrant à la remise en service et donc un pouvoir de rétention des particules diminué comme précédemment suggéré par Colton *et al.*, (1996).

Par ailleurs, la figure 4.3.1.2.montre que la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation dépend à la fois de la durée du lavage et de la durée du rinçage à l'eau. Dans les deux cas présentés, la durée de la phase de rinçage à l'eau a été variée pour une durée de brassage à l'air de 5 minutes (a) et 10 minutes (b).

Ces résultats confirment l'amélioration de la turbidité suite à un long rinçage due à une meilleure élimination des impuretés détachées pendant le brassage. Ces deux graphiques montrent en outre que la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation (amplitude de la pointe) dépend de la qualité du lavage et non de celle de l'eau décantée. Dans le cas de l'usine Pont-Viau, cette pointe serait principalement due aux résidus de lavage.

L'impact de la qualité de l'eau décantée n'est effectivement visible qu'après la période de maturation où la turbidité à l'eau filtrée augmente avec celle à l'eau décantée.

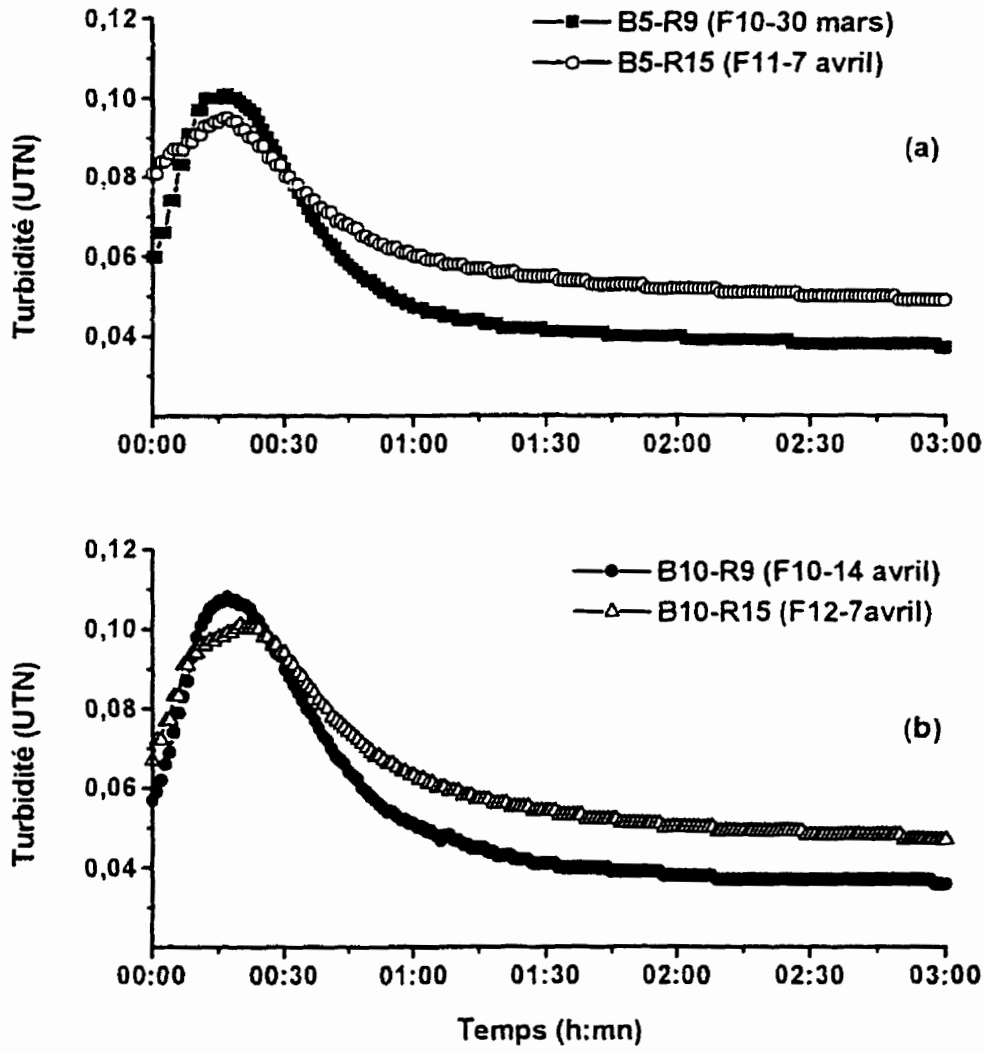


Figure 4.3.1.2. Impact de la durée du rinçage à l'eau sur la phase de maturation

Toutefois, au vu des faibles écarts entre les valeurs de la turbidité à l'eau filtrée pour les quatre combinaisons ne pourrait être qualifiée d'optimale de lavage, aucune des trois nouvelles combinaisons par rapport au mode de lavage normal appliqué à l'usine

(B5 R9). En effet, des coûts énergétiques plus élevés et une baisse de la productivité des filtres sont associés à chacune de ces trois stratégies.

4.3.2. La remise en service

L'impact d'un arrêt temporaire des filtres, d'une filtration à l'égout et d'une remise en service graduelle sur la qualité de l'eau filtrée est décrit dans ce chapitre.

Rappelons (chapitre 4.2.2.) que la densité de spores de BSA dans l'eau filtrée a été très faible pour la majorité des échantillons et donc peu fiable statistiquement (valeurs < à 20 UFC/L). Cependant, l'évolution moyenne des comptes de BSA a suivi la même tendance que celle de la turbidité et des comptes de particules. Tous les essais sur les stratégies de remise en service ont été réalisés pendant la période de l'hiver 1999. La qualité de l'eau brute est restée relativement constante tout le long des essais de même que les doses de produits chimiques ajoutés.

Le tableau suivant présente la description de toutes les stratégies de remise en service analysées au cours de notre étude.

Tableau 4.3.2.1. Description des stratégies de remise en service des filtres réalisées

Numéro de stratégie	Arrêt (minutes)	Filtration à l'égout (minutes)	Ouverture graduelle (minutes)
1	0	0	10
2	0	2	20
3	0	5	10
4	15	9*	0
5	20*	0	20
6	30	0	10
7	30	2	20
8	15	2	6*
9	15	2	10
10	30	5	10
11	15	5	20
12	15	2	7,5*
13	0	5	0
14	15	5	0
15	30	2	0
16	0	2	0
17**	15	0	0
18**	0	0	0
19**	15	0	10

*Des problèmes pratiques n'ont pas permis de respecter les temps prévus par le plan statistique
**Stratégies supplémentaires au plan statistique

4.3.2.1. Impact d'un arrêt temporaire des filtres sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Lors d'un lavage, le matériau filtrant atteint une certaine expansion qui dépend des caractéristiques du matériau filtrant et du débit d'eau de lavage. À la fin du lavage, le materiau filtrant retrouve progressivement sa stabilité initiale. Cette période temporaire d'instabilité affecte la qualité de l'eau filtrée à la remise en service des filtres. L'objectif visé lors d'un arrêt temporaire des filtres après un lavage est d'assurer une meilleure restabilisation du matériau filtrant avant la remise en service et ainsi d'améliorer la qualité de l'eau filtrée au début du cycle de filtration. L'impact d'un arrêt temporaire des filtres a été étudié et l'analyse de cette stratégie est présenté dans les paragraphes suivants.

Notons que la nomenclature A0 E2 G10 signifie qu'après le lavage il n'y a pas eu d'arrêt du filtre mais une filtration à l'égout de deux minutes suivie d'une remise en service graduelle avec augmentation progressive du débit de filtration étalée sur une période de 10 minutes.

L'évolution du nombre de particules et l'évolution de la turbidité pour les stratégies A0 E0 G0 et A15 E0 G0 sont présentées sur les figures 4.3.2.1. (a) et (b) respectivement.

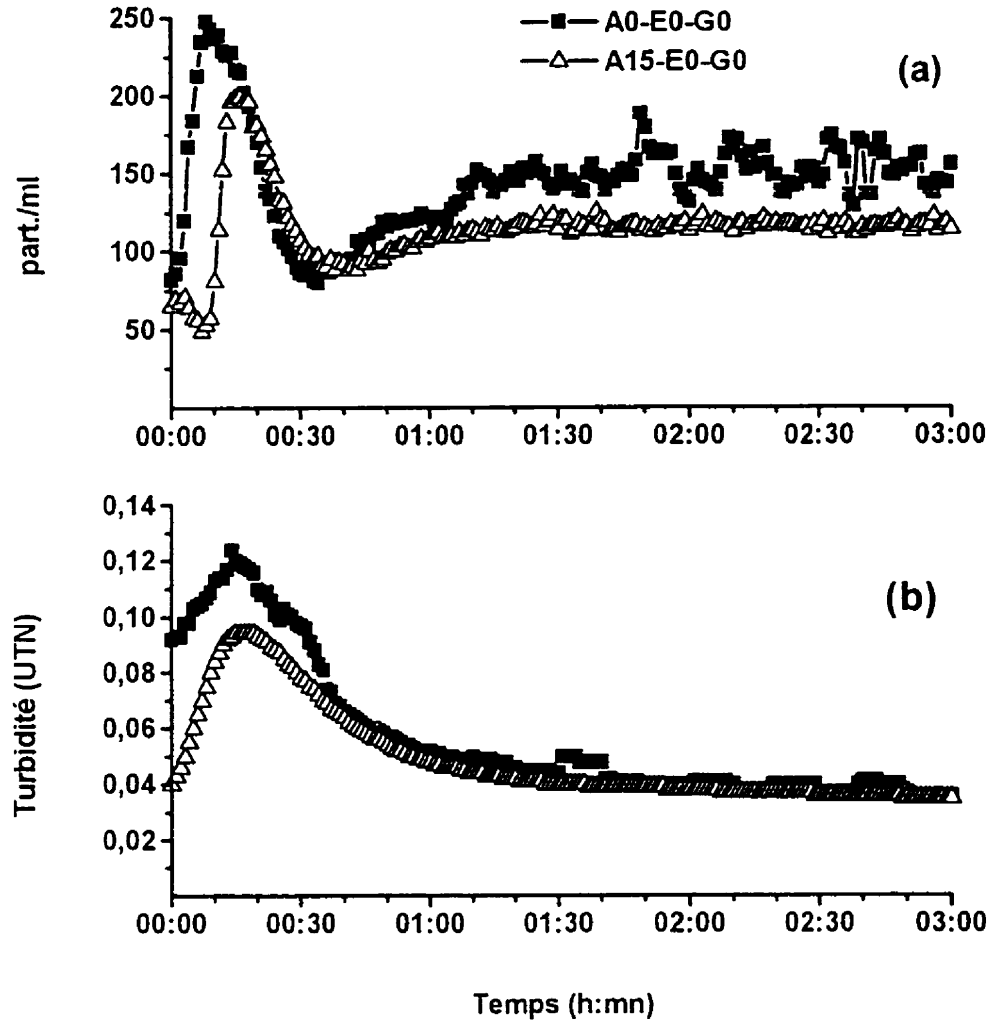


Figure 4.3.2.1. Impact d'un arrêt sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Les résultats montrent que l'arrêt temporaire des filtres après le lavage permet de réduire l'amplitude de la pointe du nombre de particules aussi bien que celle de la turbidité. D'après les résultats obtenus durant ces essais, un arrêt de 15 minutes a permis une

réduction du nombre de particules cumulées pendant la phase de maturation d'environ 20 % par rapport à une remise en service des filtres non précédé d'un arrêt. Cette réduction peut atteindre 40 % selon certains auteurs (Baird and Hillis, 1998).

L'instabilité des comptes de particules et de la turbidité après la phase de maturation pour la stratégie A0 E0 G0, suggère que la remise en service sans arrêt ni filtration à l'égout retarde la stabilisation du matériau filtrant. Ceci affecte la qualité de l'eau filtrée sur une période plus longue que la phase de maturation. Afin de confirmer cette observation, cet essai mérite d'être répété.

D'autre part, l'évolution de la qualité de l'eau sur toute la profondeur de matériau filtrant a permis d'évaluer l'impact de l'arrêt temporaire des filtres sur cette phase de restabilisation et de reconditionnement du matériau filtrant.

La figure suivante (figure 4.3.2.2.) comporte deux stratégies réalisées sur le filtre 12 (graphiques a et b) et une stratégie réalisée sur le filtre 13 (graphique c). Malgré la différence entre les rendements des deux filtres, les résultats présentés montrent l'effet de la durée d'un arrêt sur l'enlèvement de la turbidité en profondeur dans le matériau.

La figure 4.3.2.2. présente la variation de la turbidité en profondeur pour trois stratégies de remise en service qui correspondent aux cycles 7, 11 et 12 du tableau 3.4.2.2. (graphiques a, b et c respectivement). La turbidité à l'eau décantée est identique dans les trois cas présentés et égale en moyenne à 0,60 UTN.

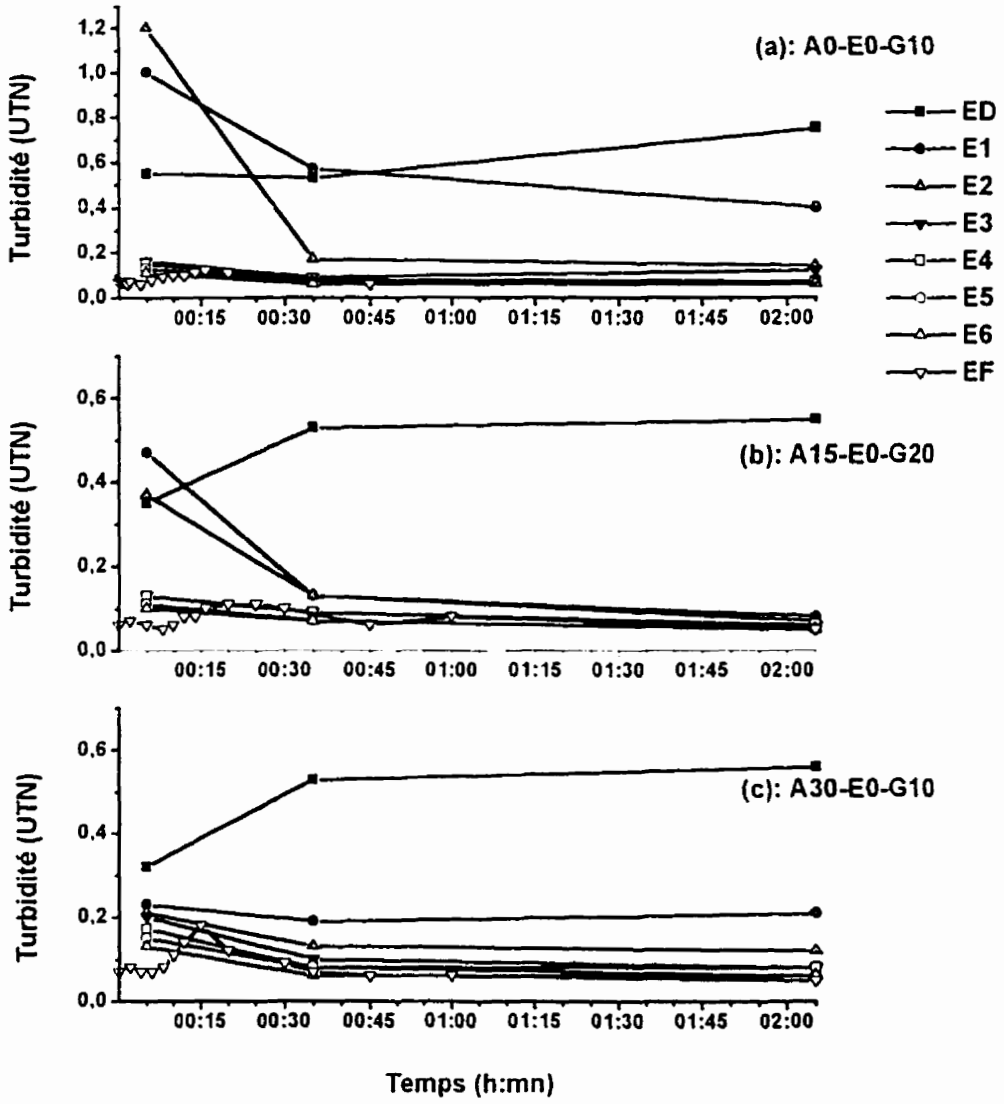


Figure 4.3.2.2. Impact de la durée d'un arrêt sur la turbidité dans le matériau filtrant à la remise en service

Le premier prélèvement dans la tête d'eau au-dessus du matériau filtrant a été réalisé 5 minutes après la remise en service pour les trois stratégies montrées sur la figure 4.3.2.2.

Les prélèvements en profondeur ont été réalisés selon les temps de rétention théorique à chaque prise.

Pour faciliter la compréhension, les points d'échantillonnage en profondeur dans le matériau sont rapportés au temps de prélèvement à la prise ED (figure 3.1.1.). Parallèlement, la turbidité à l'eau filtrée a été mesurée en temps réel.

Les graphiques (a), (b) et (c) montrent une différence notable dans l'évolution de la turbidité à l'intérieur du matériau filtrant en fonction de la durée de l'arrêt.

À la remise en service, la turbidité de l'eau au niveau des prises E_1 et E_2 dans l'anthracite, 4 cm et 9 cm en profondeur respectivement (voir figure 3.1.1.), dépasse la valeur de la turbidité à l'eau décantée (graphique a). En effet, lors d'une remise en service directe du filtre à la fin du lavage (a), le degré de compactage du matériau est très faible. De plus, les résidus de lavage, non évacués pendant le rinçage sont plus concentrés dans les couches superficielles du lit filtrant provoquant l'augmentation de la turbidité en surface du filtre.

Cependant, après une période d'arrêt (graphique b et surtout c), la turbidité baisse considérablement même dans les couches superficielles de l'anthracite. En effet, l'arrêt a entraîné la stabilisation du matériau filtrant et son compactage. La période d'arrêt aurait de plus favorisé une redéposition des résidus de lavage sur le matériau et dans les pores. Cette diminution de la porosité moyenne permettrait une meilleure rétention des particules à la remise en service.

4.3.2.2. Impact de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Certains auteurs proposent l'application d'une filtration à l'égout après le lavage afin d'éliminer toute ou une partie de l'eau de qualité dégradée pendant la phase de maturation (Bucklin *et al.*, 1988, Logsdon *et al.*, 1985). De plus, pour pallier l'instabilité du matériau filtrant après le lavage, la filtration à l'égout pourrait permettre d'accélérer la stabilisation. C'est sur la base de cette hypothèse que la filtration à l'égout, normalement réalisée à 7,5 m/h a été volontairement augmentée à 11 m/h dans le cadre de notre projet.

Les figures 4.3.2.3. (a) et (b) présentent l'évolution des comptes de particules et de la turbidité respectivement pour deux stratégies de remise en service où la seule différence est une filtration à l'égout pendant 5 minutes (A30 E0 G10 et A30 E5 G10). De la même façon, le graphique (c) illustre l'évolution du nombre de particules pour deux stratégies de remise en service, A0 E0 G10 et A0 E5 G10, en faisant ressortir l'effet de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée.

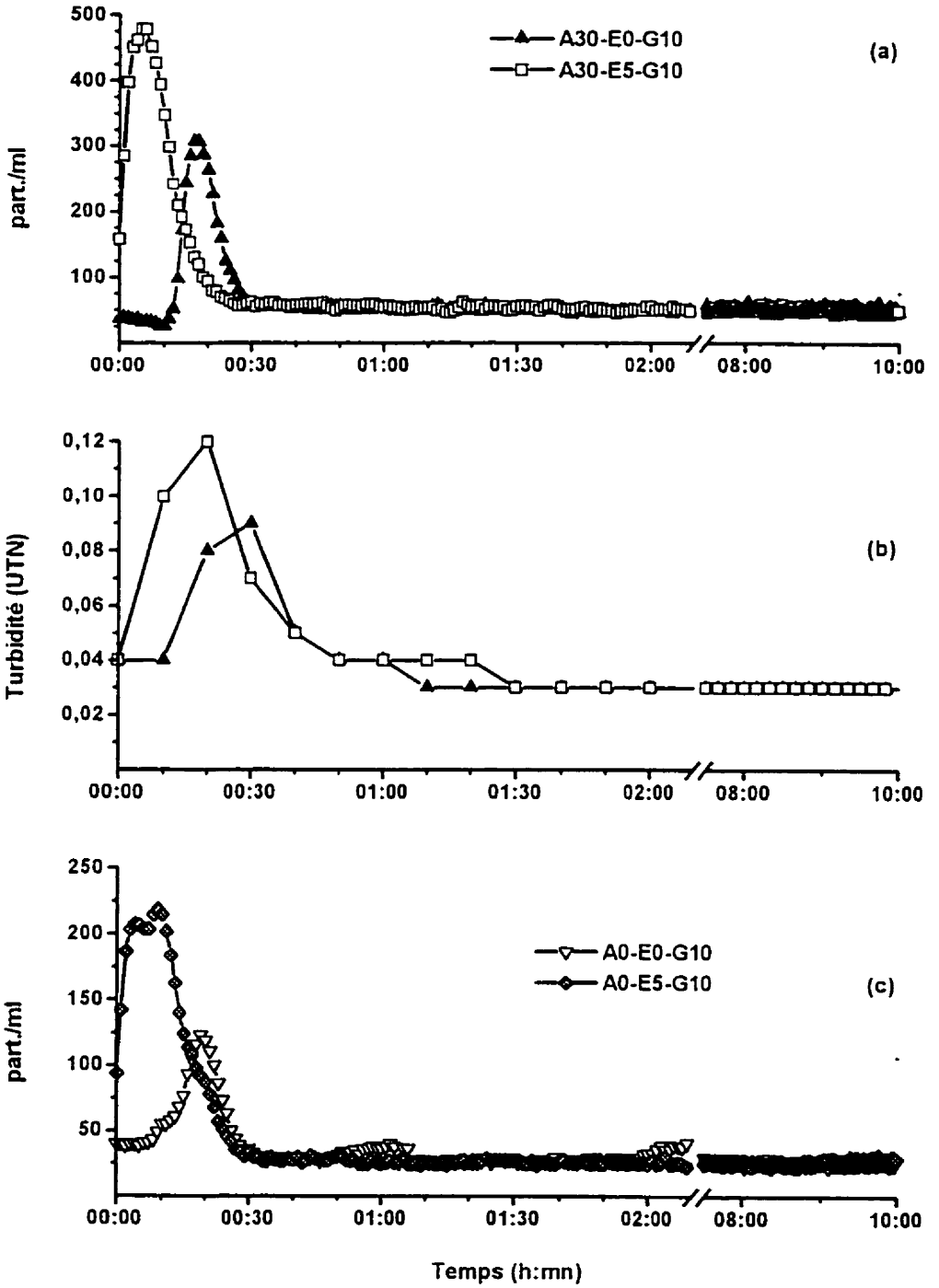


Figure 4.3.2.3. Impact de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Les résultats obtenus confirment effectivement que lorsque la filtration à l'égout dure 5 minutes, elle permet d'éliminer une partie du volume d'eau de moins bonne qualité.

La figure 4.3.2.4. montre qu'une filtration de 5 minutes décale davantage la pointe du nombre de particules par rapport à une filtration à l'égout de 2 minutes. Ces données suggèrent qu'une filtration à l'égout plus longue pourrait éliminer la phase de maturation qui se présente après le lavage.

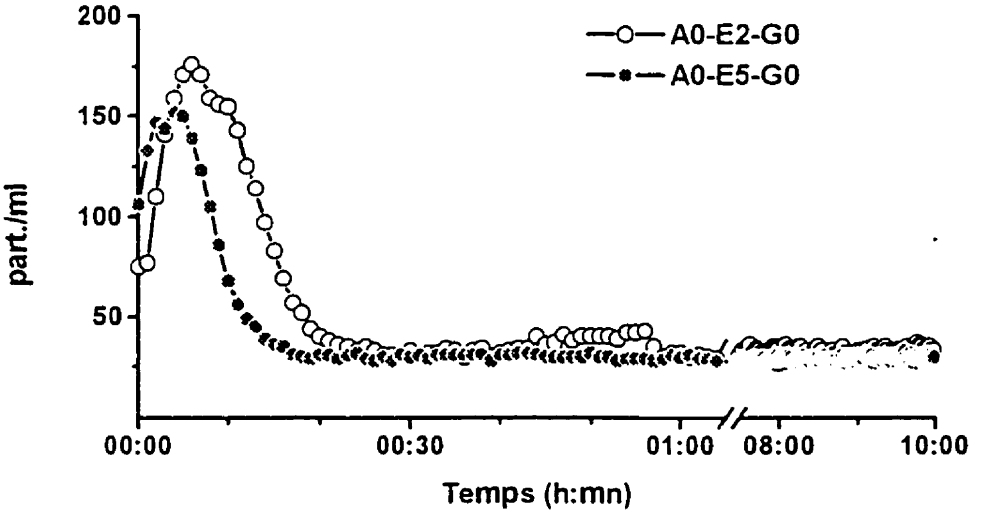


Figure 4.3.2.4. Impact de la durée de la filtration à l'égout sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Dans les conditions des essais, une filtration à l'égout de 25 à 30 minutes serait théoriquement nécessaire pour éliminer toute la phase de maturation, ce qui correspond à près de 300 m^3 d'eau filtrée à l'égout. Dans le tableau 4.3.2.2., nous avons calculé dans

différents cas de figure, le pourcentage d'eau potentiellement perdue afin d'évaluer les pourcentages d'eau de procédé (lavage et égout) et la productivité des filtres. Lorsque nous considérons qu'un pourcentage de 2 % d'eau de procédé est un seuil tolérable, une filtration à l'égout de 30 minutes ne serait économiquement efficace dans aucun cas.

Tableau 4.3.2.2. Pourcentages d'eau de procédé selon les conditions d'opération

	Conditions normales: (vitesse de filtration à l'égout: 7,5 m/h)		Conditions modifiées pour les essais de remise en service: (vitesse de filtration à l'égout: 11 m/h)	
	Filtration à l'égout 2 minutes	Filtration à l'égout 30 minutes	Filtration à l'égout 2 minutes	Filtration à l'égout 30 minutes
$V_{F.E.}$:Volume filtré à l'égout (m^3)	14,60	218,25	21,34	320,10
V_L:Volume d'eau de lavage (m^3)	278,10	278,10	278,10	278,10
$V_{F.E.} + V_L$ (m^3)	292,70	496,35	299,44	598,20
V_T: Volume filtré cycle complet (m^3)	18400	18400	18400	18400
Eau de procédé (%)	1,59	**2,69**	1,63	**3,25**

L'utilisation efficace de la filtration à l'égout à la remise en service devrait alors dépendre de la durée de la phase de maturation. Bucklin *et al.*, (1988) proposent

d'appliquer une filtration à l'égout lorsque la période de maturation est courte afin de ne pas affecter la productivité du filtre. Dans le cadre de ce projet, les résultats ont démontré qu'éliminer la phase de maturation par une filtration à l'égout serait une solution coûteuse pour l'usine Pont-Viau.

Afin de conserver une bonne productivité des filtres (2 % d'eau de procédé maximum), la durée maximale de la filtration à l'égout devrait être inférieure ou égale à 8 minutes ou à 12 minutes pour des vitesses de filtration à l'égout de 11 m/h ou 7,5 m/h respectivement.

D'autre part, l'examen des graphiques de la figure 4.3.2.3. permet d'observer que la filtration à l'égout peut même entraîner une dégradation de la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation. La courbe qui correspond à la stratégie A30 E5 G10 présente une amplitude plus grande que celle de la stratégie A30 E0 G10 où la filtration à l'égout n'a pas été appliquée. Ce dernier permet une réduction du nombre de particules cumulées pendant la phase de maturation d'environ 25 % par rapport à la stratégie A30 E5 G10. Nous aborderons l'explication de ces phénomènes ultérieurement dans le paragraphe 4.3.3.

4.3.2.3. Impact d'une remise en service graduelle des filtres sur la qualité de l'eau filtrée

Plusieurs études ont prouvé que l'application d'une remise en service graduelle améliore la qualité de l'eau filtrée en diminuant le nombre total de particules pendant de la phase de maturation (Hall and Croll, 1997, Colton *et al.*, 1996).

Afin de connaître l'impact de la remise en service graduelle des filtres, la figure 4.3.2.5. présente les variations du nombre de particules pour les configurations de remise en service suivantes : A0 E0 G10, A0 E5 G0 et A0 E5 G10, voir tableau 4.3.2.1.

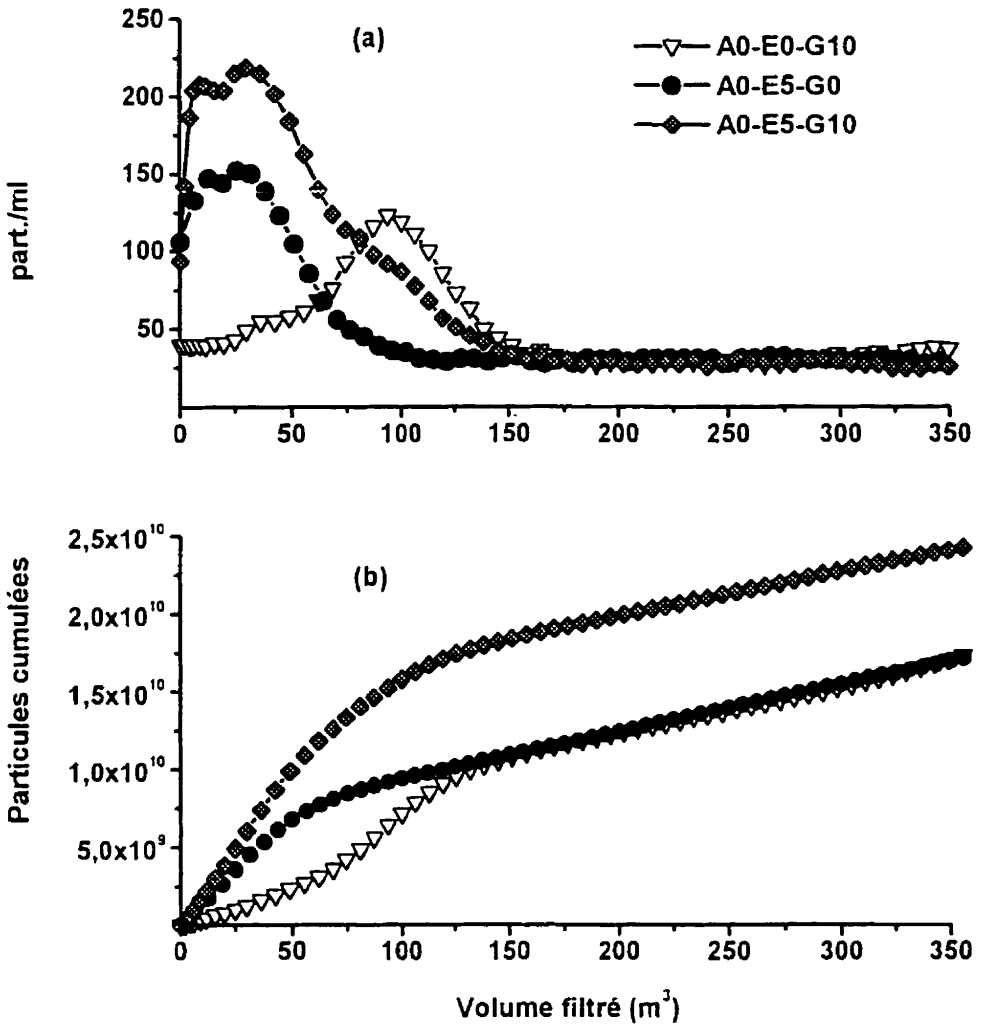


Figure 4.3.2.5. Impact de la remise en service graduelle sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Contrairement aux études réalisées par Baird and Hillis, (1998), les résultats de la figure 4.3.2.5. montrent que la remise en service progressive des filtres n'apporte pas nécessairement une amélioration de la qualité de l'eau filtrée. D'une part, en comparant

les courbes des essais A0 E0 G10 et A0 E5 G0, l'ouverture graduelle des vannes de filtration permet une très légère réduction des comptes de particules cumulées (3,5 %) par rapport à la filtration à l'égout de 5 minutes pendant la phase de maturation. Sur le cycle entier, il n'y a aucune différence entre les deux stratégies. Même si la remise en service graduelle semble réduire l'amplitude de la pointe de particules, la durée de la phase de maturation se trouve relativement prolongée.

D'autre part, la comparaison des courbes des stratégies A0 E5 G0 et A0 E5 G10 montre que dans certaines conditions, la remise en service graduelle des filtres peut altérer la qualité de l'effluent. L'amplitude de la pointe du nombre de particules est plus importante lorsque l'ouverture graduelle de la vanne de filtration est précédée d'une filtration à l'égout. En effet, une simple filtration à l'égout de 5 minutes permet une réduction du nombre de particules cumulées pendant la phase de maturation d'environ 40 % par rapport à la stratégie qui combine une filtration à l'égout et une ouverture graduelle (A0 E5 G10).

Différentes raisons peuvent être évoquées pour expliquer ces résultats quelque peu équivoques et parfois contraires à certaines études antérieures. L'objectif du paragraphe suivant est de souligner l'une de ces raisons.

4.3.3. Impact des variations hydrauliques sur la qualité de l'eau filtrée à la remise en service

Les résultats précédemment présentés montrent que la filtration à l'égout et la remise en service graduelle peuvent selon les cas, améliorer ou dégrader la qualité de l'eau filtrée. Afin d'expliquer les différents impacts des ces strategies sur la qualité de l'effluent des filtres, nous avons analysé les profils hydrauliques qui affectent le matériau filtrant à la remise en service dans chaque configuration. La figure 4.3.3.1. résume les profils hydrauliques qui correspondent aux stratégies de remise en service présentées sur les figures 4.3.2.3. et 4.3.2.5.

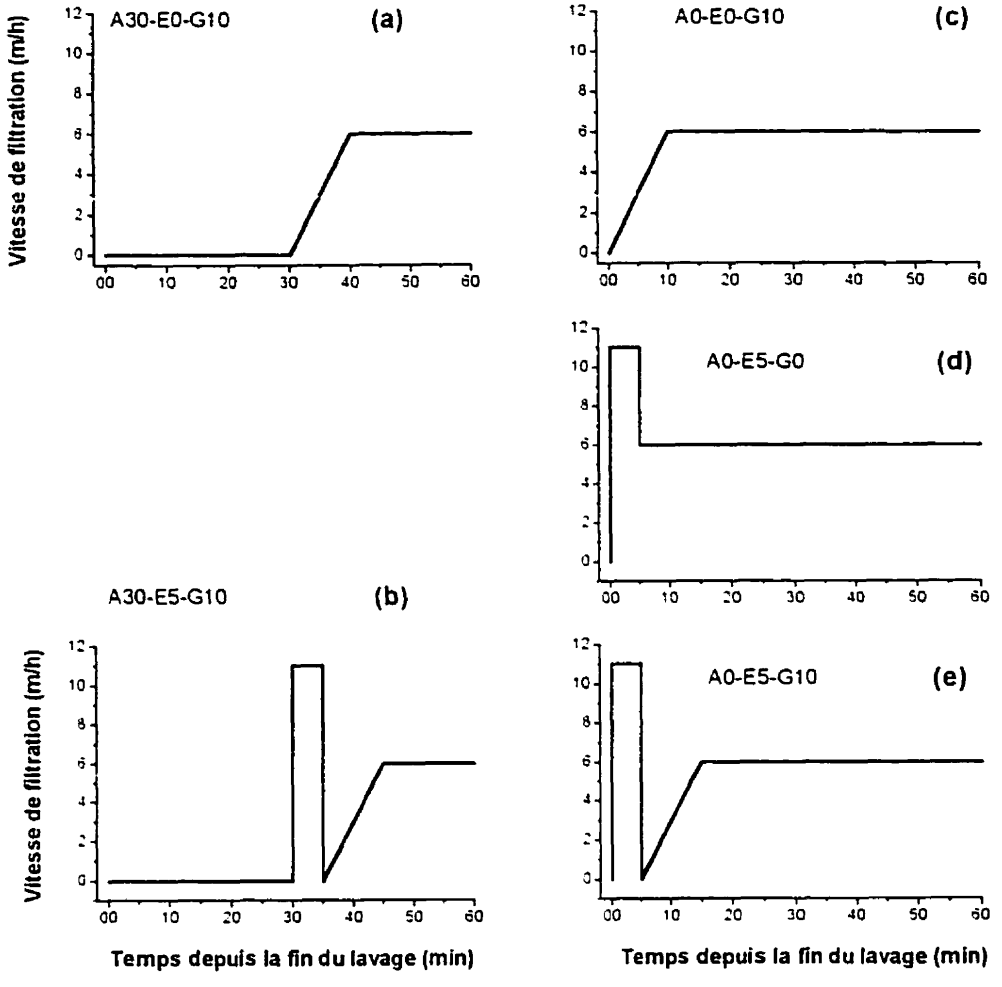


Figure 4.3.3.1. Schémas des profils hydrauliques au cours de différentes stratégies de remise en service

La stratégie A30 E0 G10 dont le profil hydraulique est représenté par le schéma (a) a permis une meilleure qualité de l'effluent à la remise en service que la stratégie A30 E5 G10 notée (b) sur la figure 4.3.3.1. En effet, la stratégie (a) met en jeu une variation progressive de la vitesse de filtration à la remise en service, sans à-coups

hydrauliques au cours de la filtration à la réserve. Par contre le cas (b) où la remise en service graduelle est précédée d'une filtration à l'égout, montre que les variations hydrauliques sont plus importantes. Dans ce cas, à la fin du lavage, la vitesse de filtration passe rapidement de 0 à 11 m/h pendant la filtration à l'égout, puis s'annule à la fin de la filtration à l'égout. La vanne de filtration s'ouvre ensuite graduellement jusqu'à une vitesse de 6 m/h en 10 minutes. Le même effet se reproduit pour les stratégies A0 E0 G10 et A0 E5 G10 dont les profils hydrauliques sont représentés par les schémas (c) et (e) respectivement, à la différence qu'aucun arrêt préalable du filtre n'a été effectué. La stratégie qui comprend seulement une remise en service graduelle des filtres a conduit à une meilleure qualité de l'effluent que celle qui comprend une filtration à l'égout suivie d'une ouverture graduelle. Selon Bucklin *et al.*, (1988) les variations de débits lors de l'ouverture et de la fermeture des vannes de la filtration à l'égout peuvent provoquer une détérioration de la qualité de l'effluent. Ces variations hydrauliques semblent créer des ondes de chocs qui augmenteraient les forces de cisaillement des particules dans le matériau filtrant facilitant leur passage à l'eau filtrée (Glasgow and Wheathley, 1998).

Dans le cas de la stratégie A0 E0 G10 (schéma c de la figure 4.3.3.1.), l'augmentation progressive du débit de filtration atténue les à-coups hydrauliques. Pour la stratégie A0 E5 G0 (schéma d de la figure 4.3.3.1), le choc hydraulique subi par le matériau est moindre que dans le cas (b) puisque la vitesse de filtration passe de 11 m/h à 6 m/h (vitesse de filtration normale pour cet essai). L'amplitude relative de la variation hydraulique n'est plus que de 5 m/h au lieu de 11 m/h, ce qui justifie encore une meilleure qualité de l'eau filtrée dans le cas (d). Donc, la performance des filtres à la remise en

service est affectée aussi bien par les variations hydrauliques que par l'amplitude de ces variations.

4.4. Autres facteurs pouvant affecter la qualité de l'eau filtrée

Tous les résultats présentés précédemment montrent que les différentes conditions d'opération des filtres affectent la qualité de l'effluent: c'est le cas des stratégies de lavage et de remise en service des filtres. Cependant, la qualité de l'eau filtrée peut être affectée par d'autres facteurs tels que la qualité de l'eau brute et les étapes du traitement en amont des filtres (coagulation, floculation, décantation). Les sections suivantes présentent l'influence de la qualité de l'eau brute et des traitements de coagulation et floculation sur la qualité de l'eau filtrée.

4.4.1. Influence de la qualité de l'eau décantée

Au cours d'une année, la qualité de l'eau brute varie selon les saisons. Les renversements, en automne et au printemps, le cas échéant, sont des périodes critiques dans une usine de production d'eau potable à cause de la dégradation subite de la qualité de la ressource en eau. Un ajustement rapide et adéquat des paramètres d'opération s'impose alors afin d'assurer la production d'une eau de bonne qualité. Toutefois, en général, la dégradation de la qualité de l'eau brute affecte celle de l'eau traitée.

L'ensemble des essais réalisés dans cette étude ont couvert les quatre différentes saisons (juin 1998 à mai 1999). Les résultats permettent alors d'analyser l'influence de la qualité de l'affluent des filtres sur la qualité de l'eau filtrée.

La figure 4.4.1.1 présente l'influence de la qualité de l'eau décantée sur la charge en particules à l'eau filtrée pour le 8 avril 1999 (graphique a) et pour le 3 décembre 1998 (graphique b) dont la valeur moyenne de la turbidité à l'eau brute était de 26,7 UTN et de 9,6 UTN respectivement.

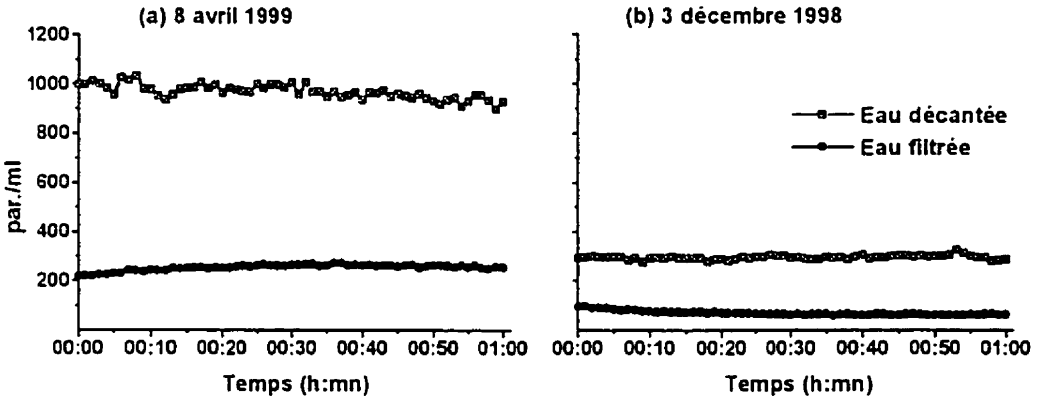


Figure 4.4.1.1. Influence de la qualité de l'eau décantée sur la qualité de l'eau filtrée

Le point culminant du renversement du printemps 1999 s'est situé aux 7 et 8 avril (graphique a), la période hors-renversement est représentée par un essai réalisé le 3 décembre 1998 (graphique b). Les charges en particules plus grosses que 2 µm dans l'eau décantée sont de l'ordre de 1000 part./ml (a) et de 300 part./ml (b). Les graphiques montrent que les comptes de particules à l'eau filtrée sont fonction de la qualité de

l'affluent. Il est à remarquer, toutefois, que le rendement d'enlèvement des particules des filtres est resté similaire dans les deux cas (environ 75 %).

D'autre part, des variations cycliques du nombre de particules à l'eau décantée ont été observées à la fin de l'hiver 1999 et au début du printemps 1999, ayant entraîné des répercussions sur la qualité de l'eau filtrée comme illustrées sur la figure 4.4.1.2.

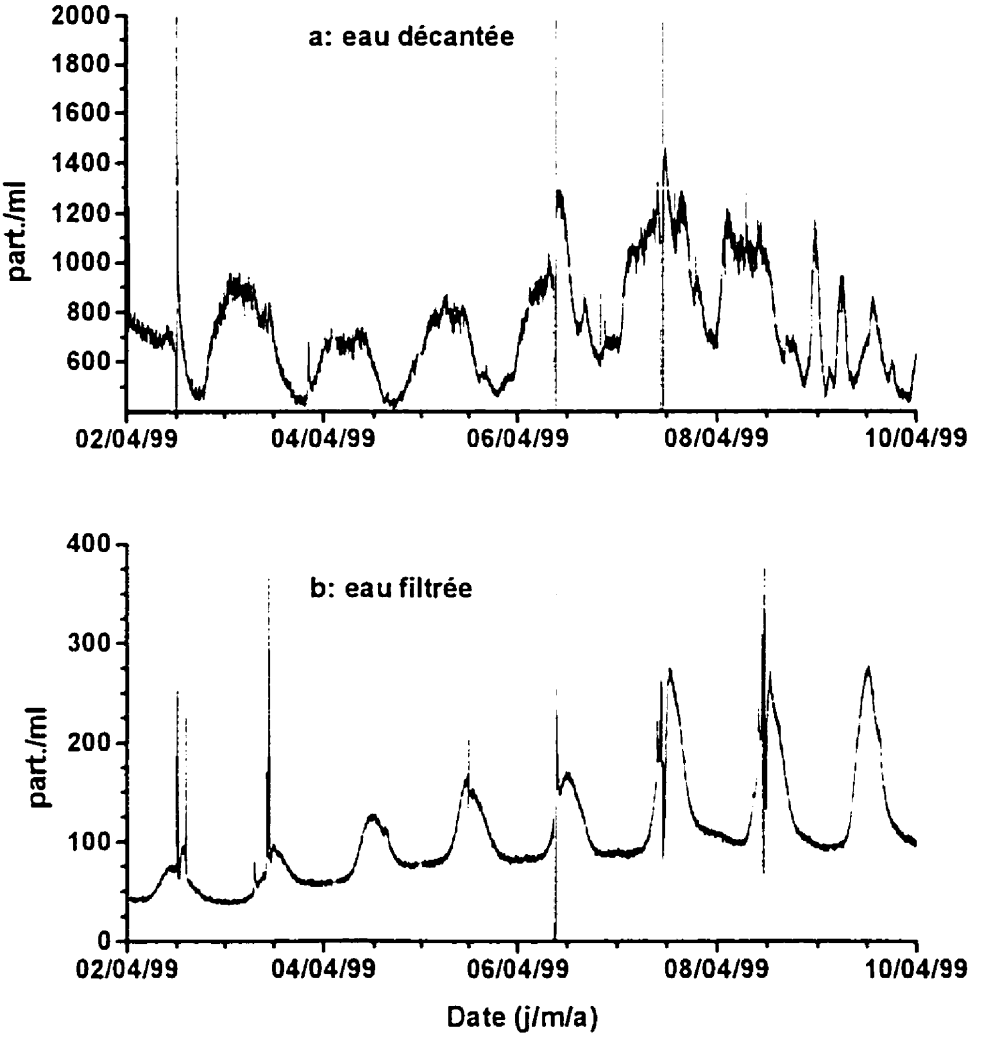


Figure 4.4.1.2. Variations cycliques du nombre de particules à l'eau décantée et à l'eau filtrée

L'amplitude des variations cycliques du nombre de particules à l'eau décantée a été plus importante pendant la période de renversement, à la fonte des neiges. La fréquence des cycles à l'eau décantée est d'environ 24 heures. Une hypothèse qui pourrait expliquer ce

phénomène est la variation de température à l'eau brute dans une journée. L'amplitude thermique entre le jour et la nuit pourrait affecter la qualité du traitement et des "mini-renversements" pourraient avoir lieu dans les décanteurs entraînant cette variation sinusoïdale des comptes de particules. Des études plus approfondies sur ce sujet s'avèrent nécessaires afin de vérifier cette hypothèse.

Le phénomène s'est reproduit à l'eau filtrée avec la même périodicité des cycles (un jour) qu'à l'eau décantée. Cependant, le décalage entre la pointe à l'eau décantée et la pointe à l'eau filtrée ne correspond pas au temps de rétention théorique calculé entre la prise d'échantillonnage d'eau décantée et la prise d'échantillonnage d'eau filtrée. Ce temps de séjour théorique est d'environ 30 minutes contre un décalage de 6 heures entre les pointes à l'eau décantée et à l'eau filtrée. Cette observation confirme la théorie d'attachement-détachement successif des particules selon Amirtharajah, (1988). En effet, l'interception des particules par le matériau filtrant est contrôlée par des phénomènes de sédimentation, diffusion et par des forces d'attraction électrostatiques de London-van der Waals. En effet, au cours d'un cycle de filtration à débit constant, la vitesse intrinsèque de l'eau à l'intérieure des pores du lit filtrant augmente lorsque la quantité de particules dans les pores augmente. Ceci provoque le décrochage des particules des couches superficielles du lit et leur migration de plus en plus en profondeur. De cette façon, les particules présentes dans l'eau décantée sont retenues par le matériau filtrant avec une efficacité qui est fonction des caractéristiques du matériau et de la nature de l'affluent.

4.4.2. Dosage des produits chimiques en amont de la filtration

Le dosage des produits chimiques dans l'étape de coagulation-floculation joue un rôle important sur la performance de la filtration. En effet, la résistance des flocs dépend du dosage et du type de coagulant et d'aide-coagulant et conditionne sa filtrabilité. Un floc peu résistant a tendance à se briser plus facilement et à passer à travers le matériau filtrant des filtres.

La figure 4.4.2.1. présente deux stratégies de remise en service. Les stratégies ont été réalisées pour des qualités d'eau brute différentes. L'effet des stratégies de remise en service n'est pas comparable. Seul l'effet du dosage des produits chimiques sera analysé.

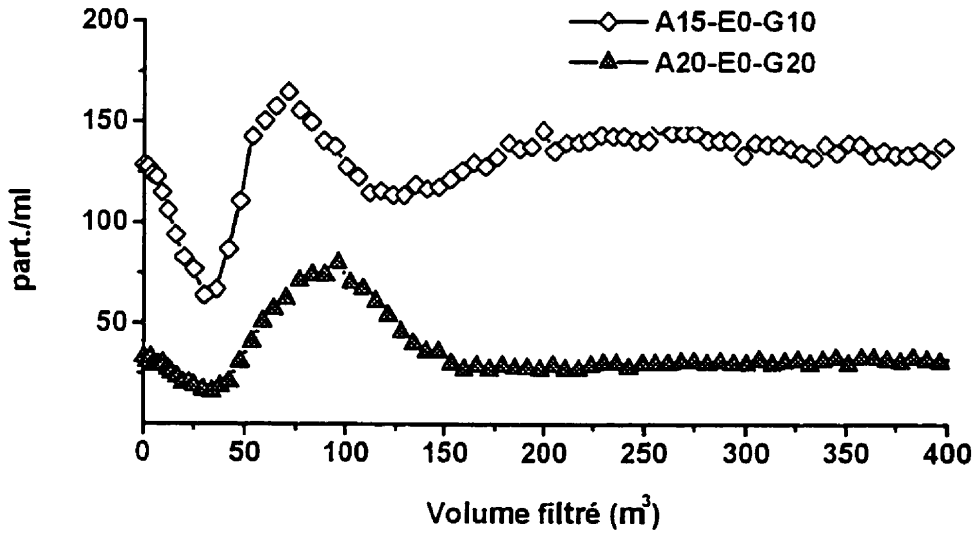


Figure 4.4.2.1. Variation de la qualité de l'eau filtrée selon les doses de coagulant

La figure 4.4.2.1. présente la variation du nombre de particules pour deux stratégies de remise en service différentes : A15 E0 G10 et A20 E0 G20 qui ont été réalisées pendant des périodes différentes. La qualité de l'eau décantée était légèrement différente selon le cas, comme le montrent les valeurs moyennes en nombre de particules et en turbidité à l'eau décantée du tableau 4.4.2.1. La turbidité à l'eau décantée était légèrement supérieure pour la stratégie A20 E0 G20, pourtant, la qualité de l'eau filtrée pour la stratégie A15 E0 G10 est moins bonne que celle de la stratégie A20 E0 G20.

En usine, le dosage des produits chimiques pour la floculation-décantation est ajusté d'après la qualité de l'eau décantée. Les doses d'alun et de silice activée ont été modifiées pendant les essais présentés sur la figure 4.4.2.1. Le tableau 4.4.2.1. présente les doses de produits chimiques utilisées pendant les essais A15 E0 G10 et A20 E0 G20.

Les variations dans les dosages des coagulants et aide-coagulants affectent donc la qualité des flocs formés, l'efficacité de la décantation et les performances des filtres.

Tableau4.4.2.1. Impact du dosage des produits chimiques sur la qualité de l'eau traitée

Stratégie	A20 E0 G20	A15 E0 G10
Date	10-févr-99	4-mai-99
Moyenne turb. EB (UTN)	2,2	5,1
Moyenne turb. ED (UTN)	0,6	0,4
Sulfate d'alumine (alun) mg/L	36	33
Silice activée mg/L	2,1	2,1
Rapport massique	2	2
Silicate ml/min	200	182
Aluminate ml/min	94	86
Moyenne part. totales ED (part./ml)	700	600
Maximum en part. totales EF (part./ml)	80	165
Moyenne part. totales EF (part./ml)	35	130
Maximum en turbidité EF* (UTN)	0,11	0,09
Moyenne turb. EF (UTN)	0,03	0,05

**turbidité de l'eau filtrée après la phase de maturation*

Les dosages appliqués lors du cycle No.41 (stratégie A15 E0 G10) ont produit des flocs qui provoquent une percée plus importante en particules et en turbidité.

Hargesheimer *et al.*, (1998) ont observé que les variations de la qualité à l'eau filtrée dépendent du coagulant (sulfate d'alumine). Un léger changement du dosage de coagulant semble affecter les comptes de particules totales supérieures à 2 µm à l'eau filtrée.

D'après les observations de cette étude, la qualité de l'eau est liée non seulement aux conditions d'opération des filtres mais aussi aux étapes antérieures à la filtration.

CHAPITRE V

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Ce chapitre résume les principales conclusions de notre projet intitulé: "Évolution de la qualité de l'eau à travers les filtres bicouches sable-anthracite: impact de différentes conditions d'opération". Nous y incluons également quelques recommandations relevant des résultats obtenus. Celles-ci comprennent une partie destinée à l'opération des filtres et une autre contenant une liste d'essais additionnels à effectuer pour mieux comprendre certains des aspects abordés ou non dans la présente étude.

5.1. Principales conclusions

Cette étude a permis de mieux comprendre certains aspects de l'opération des filtres (lavage et remise en service) sur la qualité de l'eau filtrée à l'usine Pont-Viau.

Au cours d'un cycle de filtration à l'usine Pont-Viau, la dégradation de la qualité de l'eau filtrée se produit principalement pendant la phase de maturation pour les trois paramètres suivis: turbidité, comptes de particules et dénombrement de spores de BSA. Pendant toute la durée du projet, aucune percée n'a été observée en fin de cycle.

Les résultats ont montré que la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation est affectée par les paramètres de lavage, le mode de remise en filtration après le lavage de même que les conditions hydrauliques à la remise en service.

Dans le cas de l'usine Pont-Viau le lavage est fait en 2 étapes, brassage à l'air suivi de rinçage à l'eau L'efficacité du lavage dépend à la fois de la durée du brassage à l'air et de la durée du rinçage. Le lavage provoque un effritement des impuretés; un long brassage nécessite une phase de rinçage d'autant plus élevée pour assurer l'évacuation des particules.

Des trois modes de lavage étudiés, aucun n'a permis d'observer une amélioration notable des performances des filtres par rapport au mode de lavage usuel de l'usine. La configuration de lavage actuelle à l'usine Pont-Viau est donc convenable pour une bonne performance des filtres. La durée du rinçage à l'eau pendant 9 minutes est suffisante pour les 5 minutes de brassage à l'air.

Par contre, l'impact des différentes conditions de remise en service sur la qualité de l'eau filtrée pendant la phase de maturation a été plus clair. Ainsi, l'application d'un arrêt temporaire de filtres après le lavage permet la réduction de l'amplitude des pointes observées pendant la maturation du filtre. Cette stratégie semble donc améliorer la stabilisation du matériau filtrant suite à l'expansion atteinte lors du lavage.

La filtration à l'égout permet de rapprocher la phase de maturation ou d'en éliminer une partie. L'élimination théorique complète de la phase de maturation prendrait des volumes d'eau "perdue" incompatibles avec une bonne productivité des filtres. Dans le cas de l'usine Pont-Viau la nécessité de la filtration à l'égout (2 minutes) est remise en cause par les résultats de cette étude. En effet, la qualité de l'eau filtrée à l'égout est meilleure à tout

point de vue (turbidité, particules et BSA) que celle qui est filtrée à la réserve durant la période de maturation.

Finalement, l'augmentation progressive de la vitesse de filtration améliore la qualité de l'eau filtrée à la remise en service Cette remise progressive en filtration réduit la pointe de la phase de maturation. Elle offre la possibilité d'optimiser la performance des filtres, toutefois, un contrôle strict des vannes de filtration est requis.

En effet, au cours de cette étude, l'impact des différentes stratégies de remise en service sur la qualité de l'eau filtrée s'est montré particulièrement tributaire de la présence et de l'amplitude des variations hydrauliques sur le filtre lors de la remise en filtration. Il est alors indispensable d'éviter les stratégies mettant en œuvre toute variation hydraulique brusque. Ainsi, d'après cette étude, la meilleure stratégie de remise en service des filtres est celle qui combine un arrêt temporaire des filtres et une ouverture graduelle des vannes de filtration.

Parallèlement, cette étude a permis de comparer dans des conditions similaires les quatre filtres étudiés. Un de ces filtres, tous de conception et de configuration identiques à la mise en route en 1992, s'est montré particulièrement différent, notamment pendant la phase de maturation. Les caractéristiques granulométriques étudiées sur chaque filtre à plusieurs profondeurs témoigne d'une possible diversification avec le temps. Ceci nous permet de conclure que la performance globale d'une usine ne peut pas être établie sur la base de mesures effectuées sur le mélange d'eau filtrée de l'ensemble des filtres. Chaque filtre doit être contrôlé de façon indépendante.

Les différentes mesures de turbidité et de comptes de particules ont montré qu'à l'usine Pont-Viau, le matériau filtrant des filtres étudiés n'est pas utilisé dans toute sa profondeur même à la fin du cycle de filtration étant donnée qu'aucune percée n'a été observée à l'eau filtrée, ce qui laisse une bonne sécurité d'opération.

Le principe de fonctionnement et les limites physiques des compteurs de particules et des turbidimètres utilisés expliquent les différences observées lors du suivi de l'un ou de l'autre paramètre pendant la phase de maturation. Mais en règle générale, la mesure de la turbidité décrit mieux le comportement des filtres pendant la phase de maturation, alors que dans le reste du cycle, les comptes de particules offrent une meilleure sensibilité aux variations de la qualité de l'eau filtrée. L'utilisation combinée des comptes de particules et la mesure de la turbidité permet ainsi d'obtenir un contrôle plus strict de la performance des filtres au cours de tout un cycle de filtration. De plus, l'utilisation de compteurs de particules dont le seuil de sensibilité serait plus bas que 2 µm pourrait pallier les limites de cet appareil pendant la phase de maturation.

Les spores de BSA sont un outil de contrôle de qualité a posteriori mais leur faible densité pendant une partie importante de l'année en fait un paramètre peu fiable. Le dénombrement de spores de BSA pourrait donc être utilisé pour confirmer les variations de la qualité de l'eau filtrée déterminées par la turbidité et par les comptes de particules.

5.2. Recommandations et perspectives

L'information contenue dans ce mémoire nous paraît utile à plusieurs regards, mais pas exhaustive. Des essais supplémentaires devraient être aussi réalisés afin de la compléter.

Le plan statistique d'expériences conçu au début des essais n'a pas permis dans certains cas de faire ressortir l'impact séparé des paramètres. Ainsi le plan d'expériences complémentaire suivant (tableau 5.2.1.) a été proposé pour pallier ce problème.

Tableau 5.2.1. Description des expériences complémentaires

	Filtre No.	Arrêt (min)	Filtration à l'égout (min)	Ouverture graduelle (min)
impact	10	0	0	0
d'un	11	15	0	0
arrêt	12	30	0	0
impact d'une	11	0	0	0
ouverture	12	0	0	10
graduelle	10	0	0	20
impact d'une	12	0	0	0
filtration	10	0	2	0
à l'égout	11	0	5	0
impact	10	0	2 *(débit élevé)*	0
d'un à-coup	11	0	2 *(débit moyen)*	0
hydraulique	12	0	2 *(débit moyen)*	20
	11	15	2	20
	12	15	5	20
atténuation	10	30	2	20
des à-coups	12	30	5	20
hydrauliques *	10	15	0	20
	11	0	0	0

* *la filtration à l'égout doit précéder l'arrêt; l'ouverture graduelle est appliquée en dernier*

En ce qui concerne le fonctionnement des filtres à l'usine Pont-Viau, des modifications substantielles doivent être apportées sur le filtre 13, allant jusqu'au remplacement complet du matériau filtrant en passant par l'inspection du fond de filtre.

Lorsque des écarts importants de performances sont révélés, nous recommandons une analyse granulométrique comme celle réalisée dans le cadre de ce projet ou alors une analyse granulométrique périodique de façon préventive pour conserver les caractéristiques du matériau.

Les résultats sur l'évolution des pertes de charge en profondeur dans les filtres n'ont pas été discutés principalement à cause du colmatage des tubes de piézométrie à la suite des lavages. Nous recommandons alors que les robinets des tubes piézométriques soient fermés en permanence sauf aux moments des lectures des hauteurs de colonne d'eau, et que les prises en profondeur soient rétrolavées pendant ou juste après chaque lavage. Cet aspect, en soi théorique, ajoutera d'autres éléments à la compréhension de l'évolution du matériau pendant le cycle de filtration.

Enfin, au cours des essais, et particulièrement pendant les périodes d'eau relativement froide (0,5°C à 8°C), les comptes de particules à l'eau décantée et à l'eau filtrée évoluaient suivant une allure de variations cycliques. Les explications fournies au cours de cette étude n'ont pas été concluantes. Toutefois, les écarts observés pourraient être attribués aux variations journalières de la température à l'eau brute autour d'une valeur critique qui favoriserait des mini-renversements journaliers dans les décanteurs. Il serait fortement convenable de poursuivre la recherche d'autres causes probables de ce

phénomène étant donné qu'il a été clairement identifié que la qualité de l'eau filtrée est directement affectée par celle de l'eau décantée.

RÉFÉRENCES

AL-ANI, M. Y., HENDRICKS, D. W., LOGSDON, G. S. AND HIBLER, C. P. (1986) Removing *Giardia* cysts from low turbidity waters by rapid rate filtration. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **78**, 5, 66-73.

AMIRTHARAJAH, A. (1978) Optimum backwashing of sand filters. *Journal of the Environmental Engineering Division* **104**, 5, 917-931.

AMIRTHARAJAH, A. AND WETSTEIN, P. (1980) Initial degradation of effluent quality during filtration. *Research and Technology* **69**, 10, 518-524.

AMIRTHARAJAH, A. (1988) Some Theorical and Conceptual Views of Filtration. *J. Am. Wat. Wks. Ass.* **80**, 12, 36-46.

AMIRTHARAJAH, A. (1991) Optimum backwash of dual-media filters and GAC filters adsorbers with air scour. AWWARF, report (90584).

AMIRTHARAJAH, A. (1993) Optimum backwashing of filters with air scour: a mini-review. *Water Science and Technology* **27**, 10, 195-211.

BAIRD, G. AND HILLIS, P. (1998): Full scale evaluation of filter start-up to reduce particle passage into drinking water supply, AWWA, Water Quality Technology Conference, november 1-4, San Diego, CA., U.S.A.

BARBEAU, B., BOULOS, L., DESJARDINS, R., COALLIER, J. AND DUCHESNE, D. (1997) A modified method for the enumeration of aerobic spore-forming bacteria. *Canadian Journal of Microbiology* **43**, 976-980.

BAUDIN, I., LAINE, J. M. ET KASYC, D. (1998): Mise en oeuvre d'outils de maîtrise de fiabilisation des ouvrages de clarification: compteurs de particules et turbidimètres. Journées Information Eaux-Eaux potables, conférence No.26, p. 26.1-26.9.

BELLAMY, W. D., CLEASBY, J. L., LOGSDON, G. S. AND ALLEN, M. J. (1993) Assessing Treatment Plant Performance. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **85**, 12, 34-38.

BERNHARDT, H. AND CLASEN, J. (1995): Separation of microorganisms from water and wastewater. IAWQ-IWSA, Wokshop on removal of microorganisms from water and wastewater, Amsterdam, Hollande.

BUCKLIN, K., AMIRTHARAJAH, A. AND CRANSTON, K. O. (1988): *The characteristics of initial effluent quality and its implications for the filter to waste procedure*. AWWA. Denver, CO, p.146.

BUCKLIN, K. E., MCFETERS, G. A. AND AMIRTHARAJAH, A. (1991) Penetration of Coliforms Through Municipal Drinking Water Filters. *Water Research* **25**, 8, 1013-1017.

COLTON, J. F., HILLIS, P. AND FITZPATRICK, C. S. B. (1996) Filter Backwash and Start-up Strategies for Enhanced Particulate Removal. *Water Research* **30**, 10, 2502-2507.

COMPAGNON, B., DE SAVORNIN LOHMAN, A., FICHT, L., WHITMORE, T., ROBERT, C., ZANELLI, F., MEDEMA, G. J. AND ROUBIN, M. R. (1999): Evaluation of Flow Cytometry and Cell Sorting for recovery of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts from surface and treated water samples, AWWA, Water Quality Technology Conference, Tampa, FL, U.S.A.

CRAUN, F. G. (1991) Causes of waterborne outbreaks in the United States. *Water Science and Technology* **24**, 2, 17-20.

CRAUN, G. F. (1986): *Waterborne Diseases in the United States*. CRC Press. Inc. Boca Raton, FL, U.S.A. p.295.

DESJARDINS, R. (1997): *Le traitement des eaux*. École Polytechnique de Montréal. Montréal, Québec, CANADA. 2ème édition, p.304.

EDZWALD, J. K. AND KELLY, M. B. (1998) Control of *Cryptosporidium*: from reservoirs to clarifiers to filters. *Water Science and Technology* **37**, 2, 1-8.

FITZPATRICK, C. S. B. (1998) Media properties and their effect on filter performance and backwashing. *Water Science and Technology* **38**, 6, 105-111.

FOX, K. R. AND LYTLE, D. A. (1996) Milwaukee's crypto outbreak: investigation and recommendations. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **88**, 9, 87-94.

GLASGOW, G. D. E. AND WHEATHLEY, A. D. (1998) The effect of surges on the performance of rapid gravity filtration. *Water Science and Technology* **37**, 2, 75-81.

GREGORY, J. (1994) *Cryptosporidium* in water: treatment and monitoring methods. *Filtration and Separation*, 283-289.

HALL, T. AND CROLL, B. (1997) Particle counters as tools for managing *cryptosporidium* risk in water treatment. *Water Science and Technology* **36**, 4, 143-149.

HALSAY, C. ET LECLERC, H. (1993): *Microbiologie des eaux d'alimentation*. Technique et Documentation-Lavoisier. Paris, France. p.495.

HAMBSCH, B. (1998): Change from chlorine residual-distribution to no chlorine residual-distribution in groundwater systems, AWWA-IWSA, Protecting Water Quality in the Distribution System: What is the Role of Disinfection Residuals, Philadelphia, PA, U.S.A.

HANNOUN, I. A. (1998): Optimizing disinfectant residual in water distribution storage reservoir, AWWA-IWSA, Protecting Water Quality in the Distribution System: What is the Role of Disinfection Residuals, Philadelphia, PA, U.S.A.

HARGESHEIMER, E. E. AND LEWIS, C. M. (1995) A practical guide to on-line particle counting. AWWARF, report (90674).

HARGESHEIMER, E. E., MCTIGUE, N. E., MIELKE, J. L., YEE, P. AND ELFORD, T. (1998) Tracking filter performance with particle counting. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **90**, 12, 32-41.

HARGESHEIMER, E. E. AND WATSON, S. B. (1996) Drinking water treatment options for taste and odor control. *Water Research* **30**, 6, 1423-1430.

HATUKAI, S., BEN-TZUR, Y. AND REBHUN, M. (1997) Particle counts and size distribution in system design for removal of turbidity by granular deep bed filtration. *Water Science and Technology* **36**, 4, 225-230.

HERWALDT, B. L., CRAUN, G. F., STOKES, S. L. AND JURANEK, D. D. (1992) Outbreaks of Waterborne Disease in the United States: 1989-90. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **84**, 4, 129-134.

JURANEK, D. D. (1995) Cryptosporidiosis: sources of infection and guidelines for prevention. *Clinical Infectious Deases* **21**, 1, S57-S61.

KARANIS, P., SCHOENEN, D. AND SEITZ, H. M. (1998) Distribution and removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in water supplies in Germany. *Water Science and Technology* **37**, 2, 9-18.

LECHEVALLIER, M. W. AND NORTON, W. D. (1992) Examining Relationships Between Particle Counts and *Giardia*, *Cryptosporidium* and Turbidity. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **84**, 12, 54-60.

LISLE, J. T. AND ROSE, J. B. (1995) *Cryptosporidium* contamination of water in the U.S.A. and U.K.: a mini-review. *Journal of Water STR-Aqua* **44**, 103-117.

LOGSDON, G. S. (1987): Comparison of some filtration processes appropiate for *Giardia* cysts removal. P.M. Wallis & B.R. Hammond. Giardia Conference. University of Calgary. February 23-25, Calgary, Alberta, CANADA.

LOGSDON, G. S. THURMAN, V. C., FRINDT, E.S. AND STOECKER, J. G. (1985) Evaluating Sedimentation and Various Filter Media for Removal of *Giardia* Cysts. *J. Am. Wat. Wks Ass.* 77, 2, 61-66.

LYCKE, E., BLOMBERG, J., BERG, G., ERIKSSON, A. AND MADSEN, L. (1978) Epidemic acute diarrhoea in adults associated with infantile gastroenteritis virus. *Lancet* **2**, 1056-1057.

LYTLE, D. A., FOX, K. R., RICE, E. W., OWENS, J. AND JOHNSON, C. H. (1996): The Use of Aerobic Spore Forming Bacteria for Evaluating Drinking Water Treatment Performance. American Water Works Association Annual Conference, Toronto, Ontario, CANADA, p. 939-969.

MCFETERS, G. A. (1990): *Drinking Water Microbiology*. Springer Series in Contemporary Bioscience. Verlag, NY, U.S.A. p.502

MCKENZIE, W. R., HOXIE, N. J., PROCTOR, M. E., GRADUS, M. S., BLAIR, K. A., PETERSON, D. E., KAZMIERCZAK, J. J., ADDISS, D. G., FOX, K. R., ROSE, J. B. AND DAVIS, J. P. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine* **331**, 3, 161-167.

MORAN, D. C., MORAN, M. C., CUSHING, R. S. AND LAWLER, D. F. (1993) Particle behavior in deep-bed filtration: part 1-ripening and breakthrough. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **85**, 12, 69-81.

NIEMINSKI, E. C. AND ONGERTH, J. E. (1995) Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by Conventional Treatment and Direct Filtration. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **87**, 9, 96-106.

RENNECKER, J. L., MARIÑAS, B. J., OWENS, J. H. AND RICE, E. W. (1999) Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone. *Water Research* **33**, 11, 2481-2488.

RICE, E. W., FOX, K. R., MILTNER, R. J., LYTTLE, D. A. AND JOHNSON, C. H. (1996) Evaluating Plant Performance with Endospores. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **88**, 9, 122-130.

RICHARDSON, A. J., FRANKENBERG, R. A., BRUCK, A. C., SELKON, J. B., COLBOURNE, J. S., PARSON, J. W. AND MAYON-WHITE, R. T. (1991) An outbreak of waterborne cryptosporidiosis in Swindown and Oxfordshire. *Epidemiol Infection* **107**, 485-495.

ROSE, J. B., HAAS, C. N. AND REYLI, S. (1991) Assessment and control of waterborne giardiasis. *American Journal of Public Health* **81**, 6, 709-713.

SCHAUB, S. A. AND ROBERSON, J. A. (1996): Sources of waterborne pathogens in surface water: what we know and what we don't know, AWWA, Water Quality Technology Conference, Boston, MA, U.S.A.

SMITH, H. V., ROBERTSON, L. J. AND ONGERTH, J. E. (1995) Cryptosporidiosis and Giardiasis: the impact of waterborne transmission. *Journal of Water SRT-Aqua* **44**, 258-274.

SOLO-GABRIELE, H. AND NEUMEISTER, S. (1996) US Outbreaks of Cryptosporidiosis. *J. Am. Wat. Wks Ass.* **88**, 9, 76-86.

VAN DER KOOIJ, D. AND VAN LIEVERLOO, H. (1998): Distributing drinking water without disinfectant: highest achievement or height of folly ? AWWA-IWSA, Protecting Water Quality in the Distribution System: What is the Role of Disinfection Residuals, Philadelphia, PA, U.S.A.

VAN DUSER, P., WATSON, M. AND BORG, K. (1996): Coagulation optimization to meet particle/cysts removal goals, AWWA, Water Quality Technology Conference, Boston, MA, U.S.A.